



TESIS DE DOCTORADO

**BIODIVERSIDAD MICROBIANA Y  
ALMACENAMIENTO DE  
CARBONO EN SUELOS CON  
DISTINTO USO EN LA  
PROVINCIA DEL CARCHI  
(REPÚBLICA DE ECUADOR)**

Diego León Tapia

ESCUELA DE DOCTORADO INTERNACIONAL  
PROGRAMA DE DOCTORADO EN INVESTIGACIÓN AGRARIA Y FORESTAL

SANTIAGO DE COMPOSTELA / LUGO

2020





## DECLARACIÓN DEL AUTOR/A DE LA TESIS

Biodiversidad microbiana y almacenamiento de carbono en suelos  
con distinto uso en la provincia del Carchi (República de Ecuador)

*Para defensas telemáticas*

D. Diego León Tapia

Presento mi tesis, siguiendo el procedimiento adecuado al Reglamento y declaro que:

- 1) La tesis abarca los resultados de la elaboración de mi trabajo.
- 2) De ser el caso, en la tesis se hace referencia a las colaboraciones que tuvo este trabajo.
- 3) La tesis es la versión definitiva presentada para su defensa y coincide con la enviada en formato electrónico.
- 4) Confirmo que la tesis no incurre en ningún tipo de plagio de otros autores ni de trabajos presentados por mí para la obtención de otros títulos.

Y me comprometo a presentar el ejemplar impreso de la tesis en el plazo de un mes desde que la EDIUS me lo requiera, así como del Compromiso Documental de Supervisión en el caso que el original no esté depositado en la Escuela.

*En Ibarra, 30 de julio de 2020.*

Fdo. Diego León Tapia







## AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR / TUTOR DE LA TESIS

Biodiversidad microbiana y almacenamiento de carbono en suelos con  
distinto uso en la provincia del Carchi (República de Ecuador)

Dña. María Rosa Mosquera Losada.

D. Luis Roca Pérez.

INFORMA/N:

*Que la presente tesis, corresponde con el trabajo realizado por D. Diego León Tapia, bajo mi  
dirección, y autorizo su presentación, considerando que reúne los requisitos exigidos en el  
Reglamento de Estudios de Doctorado de la USC, y que como director de ésta no incurre en  
las causas de abstención establecidas en Ley 40/2015.*

*En Lugo, 30 de julio de 2020.*

Maria Rosa  
Mosquera  
Losada

Firmado digitalmente por Maria  
Rosa Mosquera Losada  
Nombre de reconocimiento (DN):  
cn=Maria Rosa Mosquera Losada,  
o=USC,  
email=rmosquera.mosquera.losada@us  
c.es, c=es  
Fecha: 2020.07.30 09:53:23 +02'00'

Fdo. María Rosa  
Mosquera Losada

Firmado digitalmente por Luis  
Roca Pérez el día  
30/07/2020 con un certificado  
emitido por ACCVCA

Fdo. Luis Roca Pérez



## AGRADECIMIENTOS

Durante los años de estudio e investigación han sido muchas las personas que han participado en este trabajo y a quienes quiero expresar mi gratitud por el apoyo que me han prestado de forma desinteresada. En primer lugar, quiero agradecer a mis directores Rosa Mosquera Losada y Luis Roca Pérez todo el tiempo y el esfuerzo que me han dedicado sin los cuales no hubiese sido posible realizar esta tesis.

A las autoridades de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador sede Ibarra principalmente a la Dra. María José Rubio por haber creído en mí.

A Manel Porcar Miralles, responsable del grupo de Biotecnología y Biología Sintética de la UV, y los miembros de su grupo Christian Abendroth y Kristie Tanner por la puesta a punto de las condiciones del medio de cultivo para el aislamiento de bacterias solubilizadoras de P, por la extracción de ADN del suelo, amplificación y secuenciación para determinar la abundancia relativa de bacterias y la identificación de las bacterias solubilizadoras de fósforo aisladas en el medio de cultivo.

Agradezco a Divina y Nuria toda la colaboración que me han prestado a la hora de realizar los análisis físicos y químicos de suelos, a Andres Arroyo representante en Ecuador de la empresa José Morera S.L en los trabajos de campo y a Alberto Morera Lleó, como gerente de José Morera S.L, que puso medios humanos y vehículos para el desplazamiento a las zonas de muestreo y la ayuda en la toma de muestras.

A Andrea por ser mi esposa, compañera y amiga incondicional durante todos estos años de trabajo por su comprensión y ayuda, a mi hijo Matteo por animarme siempre a que siguiera adelante y por hacerme ver siempre el lado positivo de las cosas

Y finalmente, nunca hubiera podido llegar hasta aquí sin el cariño, sin los consejos y sin el apoyo de mis padres. Muchas gracias por estar siempre a mi lado. Gracias a todos los que de algún modo habéis hecho posible este trabajo

*Diego León Tapia*

## INDICE

---

1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 LA GESTIÓN AGRÍCOLA EN ECUADOR.....	3
1.2 USOS DE TERRITORIO EN CARCHI (ECUADOR) .....	4
1.2.1. Zona forestal .....	5
1.2.1.1 Zona bosque natural o páramo .....	5
1.2.1.2 Plantaciones alóctonas de Eucalipto .....	6
1.2.2 Zona agrícola .....	7
1.2.2.1 Papa en monocultivo .....	7
1.2.2.2 Rotación de cultivo de papa con leguminosas anuales .....	8
1.2.2.3 Rotación cultivo de papa con pasto permanente .....	9
1.3 EL SUELO.....	9
1.3.1 Caracterización de los suelos de Ecuador.....	10
1.4 FERTILIDAD EDÁFICA .....	13
1.4.1 Carbono orgánico .....	14
1.4.2 El Nitrógeno Total (N).....	18
1.4.3 Relación Carbono/ Nitrógeno (C/N) .....	19
1.4.4 Fertilidad química .....	20
1.4.4.1 El pH .....	21
1.4.4.2 Fósforo (P) .....	22
1.4.4.3 Capacidad de Intercambio Catiónico Efectiva (CICefe) .....	24
1.4.4.4 El potasio (K) .....	25
1.4.4.5 Calcio (Ca).....	26
1.4.4.6 Magnesio (Mg) .....	27
1.4.4.7 Sodio (Na).....	28
1.4.4.8 Aluminio .....	29
1.4.4.9 Micronutrientes y metales pesados .....	30
1.4.4.9.1 Micronutrientes: Fe, Zn, Cu, Mn .....	30
1.4.4.9.2 Otros elementos: Pb, Cr, Ni, Cd .....	32
1.5 BIODIVERSIDAD MICROBIANA EN LOS SUELOS.....	34
1.5.1 Biodiversidad y usos del suelo .....	34
1.5.2 Microorganismos solubilizadores de nutrientes .....	38

1.5.2.1 Microorganismos solubilizadores de Fósforo .....	39
1.5.2.2. Biofertilizantes .....	41
2. OBJETIVOS.....	43
3. CONCLUSIONES .....	44
4. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA .....	49
5. ANEXOS .....	96



## INDICE TABLAS

---

Tabla 1. Porcentaje promedio de Materia Orgánica en Andosoles .....	18
Tabla 2. Porcentaje promedio de Nitrógeno total, encontrados en suelos de tipo andosol por distintos autores .....	19
Tabla 3. Relación Carbono / Nitrógeno, encontrados en Andosoles por distintos autores .....	20
Tabla 4. Valores promedios de pH en agua, encontrados en suelo por distintos autores en andosoles .....	22
Tabla 5. Concentración promedio de fósforo total en suelos de origen volcánico o andosoles .....	24
Tabla 6. Concentración promedio de CICefe, encontrados en suelo por distintos autores .....	25
Tabla 7. Concentración promedio de K total, encontrados en andosoles por distintos autores .....	26
Tabla 8. Concentración promedio de Ca, encontrados en andosoles por distintos autores .....	27
Tabla 9. Concentración promedio de Mg, encontrados en andosoles por distintos autores .....	28
Tabla 10. Concentración promedio de Na, encontrados en andosoles por distintos autores .....	29
Tabla 11. Concentración promedio de Al de cambio, encontrados en andosoles por distintos autores .....	30
Tabla 12. Concentraciones fitotóxicas de Cu, Mn, Fe y Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelos .....	31
Tabla 13. Concentración de Cu, Mn, Fe y Zn totales en muestras de suelos .....	32
Tabla 14. Niveles totales de Cr, Ni, Cd y Pb ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) en suelo por distintos autores. ....	33
Tabla 15. Concentraciones fitotóxicas en suelos de Cr, Ni, Cd, Pb .....	33
Tabla 16. Análisis de varianza de las propiedades físicoquímicas de suelos de la zona de estudio .....	96

## ÍNDICE FIGURAS

---

Figura 1. Formación de suelos a partir de cenizas volcánicas.....	12
---	----



## RESUMEN

La gestión agrícola intensiva ha generado un gran impacto ambiental, como la pérdida de la biodiversidad, el aumento de la erosión y la contaminación de los suelos, así como una mayor emisión de gases de efecto invernadero, la contaminación de las aguas subterráneas y la eutrofización de lagos y ríos. La mejora de la fertilidad del suelo en la agricultura intensiva se basa en el uso de fertilizantes, para complementar los niveles edáficos de nutrientes y maximizar el rendimiento de cosecha, en muchas áreas agrícolas, los fertilizantes están siendo usados en exceso, principalmente los nitrogenados y fosfóricos, así como plaguicidas, que causan una significativa contaminación, degradación ambiental y perturbaciones en la diversidad microbiana, que trae como consecuencia la alteración de los procesos de degradación de la materia orgánica y de los ciclos biogeoquímicos. La agricultura moderna se enfrenta ahora al reto de desarrollar sistemas sostenibles de gestión que persiguen una intensificación de la producción a través de la optimización del uso de los recursos, al tiempo que limita en gran medida su impacto ambiental. Una alternativa para alcanzar este reto es la intensificación ecológica de la producción agrícola, que se basa en la sustitución del uso de insumos procedentes de la síntesis química, por una mejor gestión de los recursos propios a través del empleo de sistemas agroecológicos. En este contexto, la presente tesis doctoral caracteriza las propiedades físicas y químicas, así como la biodiversidad microbiana y el almacenamiento de carbono en suelos con distintos usos de la provincia del Carchi (Forestal, plantación de eucalipto, distintas rotaciones de cultivo: papa-pasto, solo papa y otros cultivos entre los que se intercala la papa y leguminosas en todos ellos), además de evaluar el efecto de la aplicación de microorganismos solubilizadores de P aislados en estos suelos, a maíz, frijol y papa en experimentos bajo condiciones controladas. Los resultados muestran claramente que el grado de antropización traducido en el empleo de técnicas de mecanización y número de años de explotación agrícolas de las parcelas objeto de estudio, es determinante en los niveles de almacenamiento de carbono en suelo, así en suelo forestal presenta menores niveles de carbono secuestrado cuando se encuentra ubicado en las zonas más altas debido al movimiento de partículas que se establece hacia las zonas en las que se ubica el uso agrícola. El suelo de pasto que presenta unos niveles de carbono más elevado en comparación con el suelo forestal. El fraccionamiento de carbono es estable en las áreas con escaso grado de antropización encontrándose diferencias de tal



modo que se reduce el carbono asociado a las partículas de tamaño intermedio que, a la larga, pueden disminuir las partículas en las fracciones más pequeñas, reduciendo por tanto la capacidad de secuestro de carbono a largo plazo. El uso del territorio y/o localidad en relación al mayor o menor grado de antropización tiene un efecto considerable sobre propiedades como la textura, CICefe, N, P, metales pesados, en la composición y diversidad de las comunidades microbianas, así como en el número de UFC de hongos y bacterias en la zona de estudio. En relación a estos resultados podemos afirmar que las diferentes prácticas agropecuarias y el periodo de aplicación de las mismas influye en el almacenamiento de carbono, algunas propiedades fisicoquímicas y la biodiversidad microbiana en la provincia de Carchi. Por otra parte, se identificaron 9 cepas de bacterias, pertenecientes al género *Pseudomonas* spp. y *Enterobacter* spp. y 4 cepas de hongos, perteneciente al género *Aspergillus* spp., con capacidad solubilizadora de P, las cuales fueron usadas como biofertilizantes en plantas de maíz, frijol y papa, constituyéndose como una herramienta biotecnológica que ayude a mejorar la disponibilidad y por ende la fertilidad de los suelos y así lograr disminuir los efectos negativos causados por el exceso de fertilizantes empleados actualmente en la agricultura intensiva.

## 1. INTRODUCCIÓN

De acuerdo a la información proporcionada por Naciones Unidas, la población mundial se espera que alcance 8,9 mil millones para el año 2050, principalmente en Asia y África (Wood, 2001), con lo cual será necesario incrementar la superficie de suelo cultivado con el fin de producir alimentos para abastecer a esta población. En este escenario, además, nos enfrentamos al problema de la pérdida y degradación de suelos, ya que todos los años, 75 millones de toneladas de suelo cultivable se pierden en todo el mundo por la erosión ocasionada por el viento, el agua y la agricultura. Por tanto, hay que cambiar las prácticas agrícolas, ya que el suelo no es un recurso renovable (Montanarella, 2015). Uno de los mayores retos que tendremos que afrontar es comprender el funcionamiento del sistema biológico del suelo y el ecosistema agrícola en su conjunto, por lo que es necesario una mejor comprensión de los complejos procesos y las interacciones entre el suelo, la planta y los microorganismos que dan lugar a la estabilidad de los suelos agrícolas; así como comprender como afectan las prácticas agrícolas y distintos usos del suelo a la biodiversidad y a las características físicas, químicas y biológicas del suelo.

La Revolución Verde ha conseguido aumentar los rendimientos agrícolas a través de la adopción de prácticas de producción intensiva, incluyendo el uso de plantas modificadas genéticamente, el uso masivo de insumos químicos (por ejemplo, fertilizantes y plaguicidas) y el laboreo. Sin embargo, la gestión agrícola intensiva ha generado un gran impacto ambiental, como por ejemplo la pérdida de la biodiversidad, el aumento de la erosión y la contaminación/degradación de los suelos, así como una mayor emisión de gases de efecto invernadero, la contaminación de las aguas subterráneas y la eutrofización de lagos y ríos (Tilman y col., 2002; Buller y col., 2014; Ferris y col., 2015; Huset y col., 2015; Lehtonen y col., 2015; Troost y col., 2015; Carvalho, 2017). La mejora de la fertilidad del suelo en la agricultura intensiva se basa en el uso de fertilizantes para complementar los niveles edáficos de nutrientes y maximizar el rendimiento de cosecha (Shen y col., 2011). En muchas áreas agrícolas, la falta de disponibilidad de nutrientes en los suelos limita el rendimiento de los cultivos, mientras que en otras los

fertilizantes están siendo usados en exceso y su aplicación no es adecuada debido a que las condiciones edafoclimáticas no son las óptimas para su absorción por el cultivo.

El uso excesivo de los fertilizantes, principalmente nitrogenados y fosfóricos, así como de plaguicidas, causan una significativa contaminación y degradación ambiental. Estos ocasionan perturbaciones en la diversidad microbiana, que tienen como consecuencia la alteración de los procesos de degradación de la materia orgánica y los ciclos biogeoquímicos, por la presencia de metales traza, compuestos de plaguicidas o gases nocivos, entre otros. Por otra parte, la aplicación de enmiendas orgánicas (abonos verdes y biosólidos animales), así como la manipulación de residuos de cultivos; y el uso del agua de riego han sido citados como fuentes, así como facilitadoras del transporte de contaminantes (Gerba y Smith, 2005; U.S. EPA, 2005). La agricultura moderna se enfrenta ahora el reto de desarrollar sistemas sostenibles de gestión que persiguen una intensificación de la producción a través de la optimización del uso de los recursos, al tiempo que limita en gran medida su impacto ambiental (Bommarco y col., 2012). Una alternativa para alcanzar este reto es la intensificación ecológica o ecointensificación de la producción agrícola (Bommarco y col., 2012). Este nuevo paradigma agrícola se basa en la sustitución del uso de insumos procedentes de la síntesis química, por una mejor gestión de los recursos propios a través del empleo de sistemas agroecológicos con el fin de ser más eficientes en la autorregulación del agroecosistema (Altieri, 1999; Richardson y col., 2011). Los bosques naturales presentan uno de los mayores reservorios de biodiversidad microbiana, estos microorganismos están involucrados en las transformaciones y reciclado de nutrientes, manteniendo así los ecosistemas forestales y agrícolas. En este sentido, podemos decir que las prácticas agroecológicas incrementan o mantienen la biodiversidad del suelo, lo que conduce a una mejora de la salud de las plantas, animales y humanos. Por tanto, es necesario que a nivel global se realicen prácticas agrícolas que incrementen la biodiversidad edáfica (Wall y col., 2015), para evitar la degradación del suelo y con ello la pérdida de sus funciones. Los avances en la ecología microbiana molecular han proporcionado medios para identificar la vida microbiana en muchos ecosistemas (naturales y agrícolas) sin necesidad de utilizar medios de cultivo para su aislamiento e identificación (Mandal y col., 2015).

La estructura y función de los ecosistemas se puede ver alterada por modificaciones en la superficie y en los horizontes del suelo, debido principalmente a los cambios en el uso del territorio

y el grado de cobertura del mismo (Wolters y col., 2000; Berthrong y col., 2009; Verchot, 2010). El cambio de uso del territorio desde el bosque o pastos a cultivos conlleva variaciones en las propiedades físicoquímicas del suelo, así como en la función y/o estructura de las comunidades microbianas. Por regla general, la conversión forestal a cultivo disminuye la actividad microbiana. Otro aspecto importante a considerar, son los beneficios de la presencia de microorganismos en el suelo y su relación con el carbono, nuevos estudios apuntan hacia las relaciones importantes entre los microorganismos (particularmente los hongos) y el carbono en el suelo que presenta una gran relevancia en la actualidad al relacionarse con la mitigación del cambio climático. Imágenes de hifas de hongos que encierran partículas de carbono en el suelo (Hockaday y col., 2009), indican que, en particular estos seres vivos pueden desempeñar un papel clave en el almacén y la biodegradación del mismo (Baldock y Smernik, 2002, Hamer y col., 2004).

### **1.1 LA GESTIÓN AGRÍCOLA EN ECUADOR**

En Ecuador, y después de aproximadamente cinco décadas de la aplicación de los principios de la revolución verde se ha visto que buena parte de los suelos del país están seriamente deteriorados por el uso de tecnologías inadecuadas a su realidad ecológica, económica y sociocultural, propiciando decrecimientos significativos en la productividad de la mayoría de cultivos, severos desequilibrios nutricionales en los agroecosistemas y contaminación ambiental, con impactos negativos en la salud de los agricultores y consumidores (Yanggen y col., 2003).

Por otra parte, el Ecuador, al igual que la mayoría de los países en desarrollo, no ha escapado al problema de la degradación de los suelos, estimándose que este constituye el mayor problema ambiental que el país soporta y que afecta al sector agropecuario, tanto desde su perspectiva ecológica y ambiental como desde lo económico y social. Se ha calculado que alrededor del 48% de la superficie de Ecuador tiene serios problemas de erosión, causados por la acción antrópica, que es una de las perturbaciones humanas más destructivas sobre el recurso suelo, se estima que las pérdidas debido a este proceso varían entre 30 y 50 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en pendientes superiores a 25 %. En zonas con pendientes que varían entre 12 y 25% la erosión está comprendida entre 10 y 30 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y en suelos con pendientes menores al 12% la erosión se sitúa entre < 5 y 10 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Sin embargo, a pesar de la importancia que tiene la conservación del suelo, aún no se han adoptado medidas necesarias para mitigar el grave problema de erosión que posee Ecuador

(Yanggen y col., 2003). Con respecto a metales pesados hay muy poca información en Ecuador, sin embargo, según informes de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria, se han encontrado concentraciones de Cd superiores a los máximos establecidos por la legislación en los granos de cacao ( $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ ), lo cual está relacionado con la contaminación por fertilizantes sobre todo fosfórico entre los 0-20 cm de profundidad. También se encontró contaminación por este metal en cultivos de frijol según el estudio realizado por Barraza y col., (2017).

La gestión agrícola en Ecuador con el objeto de alimentar a una creciente población ha conducido a una intensificación en el uso excesivo de agroquímicos, la mecanización agrícola, el monocultivo y periodos de barbecho más cortos, principalmente en el cultivo de papa, lo que ha dado lugar a un severo impacto en los suelos ya sea por aumento de erosión y pérdida de fertilidad.

Asociada a esta erosión física de los suelos ocurre la pérdida de su base nutrimental (Macro y microelementos), acidificación, salinización, sodificación, aumento de la toxicidad por liberación o concentración de elementos químicos (Aluminio, Hierro, Boro, Manganeseo, etc.), pérdida de la base húmica y por ende de la actividad microorgánica, con lo que se configura cada vez más acelerado deterioro de los suelos dedicados a la producción agropecuaria en el país (Suquilanda, 2008).

En la zona de estudio de esta Tesis Doctoral, la provincia del Carchi, existe tres pisos ecológicos; andino (más de 3600 m.s.n.m.), subandino (3200-3600 m.s.n.m) e interandino (2800-3200 m.s.n.m.), en los cuales las especies vegetales más difundidas y mejor adaptadas son las raíces y tubérculos andinos, entre ellos la papa. De acuerdo a las prácticas agrícolas convencionales los plaguicidas juegan un papel importante para el control de plagas que amenaza los cultivos, en muchos casos los niveles de productividad y rentabilidad del cultivo se pueden incrementar mediante el uso de plaguicidas, sin embargo, frecuentemente el uso indebido de estos implica una amenaza para los agricultores, consumidores y el medioambiente.

## **1.2 USOS DE TERRITORIO EN CARCHI (ECUADOR)**

El Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC, 2018) a través de las Encuestas de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) sobre usos de suelo para la provincia del Carchi, señala que la superficie agroforestal está representada principalmente por un 52% de bosque, un 13% y 12% de pastos naturales y cultivados, respectivamente. Estas cifras van seguidas por un

10% de cultivos en rotación (entre los que se encuentra la papa) y barbecho, un 3% de cultivos permanentes, y finalmente 1% para cada uno de los usos de páramos, descanso y monte. Finalmente hay un 8% dedicado a otros usos. Esta tesis evaluará dos tipos de terrenos los forestales (bosque natural y alóctono (de eucalipto) y el agrícola asociado a diferentes formas de cultivo de papa: en monocultivo consecutivo (al menos tres años), en rotación con leguminosas anuales y en rotación con pastos permanentes (más de 5 años sin cultivar)

### 1.2.1. Zona forestal

#### 1.2.1.1 Zona bosque natural o páramo

Desde el punto de vista zoogeográfico, los bosques naturales de la ceja andina presentes en la provincia del Carchi, se encuentran dentro del piso zoogeográfico altoandino (Albuja y col., 1987), y forma parte de la ecorregión de los Andes del Norte. Según Hofstede y col., (1998), los bosques naturales se asocian a las formaciones de Páramo de Frailejones, Páramo de Pajonal, Páramo Seco, Superpáramo y áreas diferentes a páramo. Los ecosistemas montanos del Ecuador presentan una alta diversidad y riqueza de especies. En las zonas de mayor altitud se ubica por un lado la zona occidental con una vegetación de páramo, pajonales y frailejones, ecosistemas de montaña caracterizados por especies vegetales de pequeño tamaño, con hojas coriáceas o duras, pilosas, que conforman formaciones muy densas mientras que en la zona de la cordillera oriental estas formaciones son reemplazadas por almohadillas, se adaptan para sobrevivir en un ecosistema con condiciones climáticas extremas con temperaturas medias anuales que varían de 3 a 12°C., y donde en su estrato herbáceo están representados principalmente los géneros *Calamagrostis* spp. y *Festuca* spp. Los frailejones en Ecuador tienen una distribución restringida a dos áreas la primera a Carchi, en el norte del país, y la segunda es una población aislada en el centro: las dos poblaciones pertenecen a la misma especie (*Espeletia pycnophylla*). Otros géneros representativos de la zona son las rosetas de los géneros *Puya* spp. y el helecho *Blechnum loxense*. Algunos otros géneros presentes en esta zona son *Gentianella* spp., *Halenia* spp., *Senecio* spp., *Lupinus* spp., *Baccharis* spp., *Gaultheria* spp., géneros característicos de almohadillas como *Plantago* spp., *Eryngium* spp., *Distichia* spp. y *Werneria* spp. (Hofstede y col., 2014). Se calcula que en los bosques montanos ubicados sobre los 2.400 m.s.n.m. se encuentran casi el 30 % de las especies que proceden de semilla del país (Ulloa y Jorgensen, 1993).

Los bosques naturales andinos han sido una de las formaciones ecológicas naturales más amenazados en los últimos años, entre los cuales los páramos presentes en la provincia del Carchi no han sido la excepción. La tala y quema de páramos y bosques andinos, así como el avance de la frontera agrícola han contribuido a la fragmentación y destrucción de los ecosistemas alto andinos ocasionando notorios y preocupantes cambios en el medioambiente. Todas estas amenazas sumadas a la deforestación y la introducción de ganado con cargas ganaderas inadecuadas, dentro de un marco general de pobreza y marginación en el que las alternativas de vida son escasas han conducido a una fuerte degradación de estos bosques (Mena-Vásconez y Ortiz, 2003). El uso forestal existente en la zona de estudio se corresponde con un ecosistema natural donde los árboles, arbustos y especies herbáceas son nativos y de entre los que destacan géneros y especies como *Oreopanax* sp., *Weinmannia fagaroides*, *Clusia* cf. *Flaviflora*, *Baccharis* sp. *Asteráceae*, *Hedyosmum cumbalense*, *Miconia chlorocarpa*, *M. brachycalyx*, *Weinmannia mariquitae* y *Miconia* sp. *Melastomataceae* (Salgado y col., 2008).

#### 1.2.1.2 Plantaciones alóctonas de Eucalipto

En la mitad de siglo XIX se introdujo una especie procedente de Australia, el *Eucalyptus glóbulus*, en los Andes, un hecho que cambió radicalmente la actividad forestal en la región. En concreto en el Ecuador fue introducido en 1875 y fue adoptada y adaptada a los predios campesinos de la sierra para cercos y linderos y luego se formaron plantaciones en los terrenos de las haciendas. Las plantaciones de eucalipto se extendieron durante la segunda guerra mundial ya que se cerró la importación de madera, así se inició una forma de gestión industrial y comercial de eucalipto en la región andina. Desde mediados de la década de 1960, el eucalipto empezó a plantarse en terrenos sin riego, y como parte de los planes de manejo silvícola promovidos por la cooperación internacional, con el objeto, por ejemplo, de proteger laderas y partes altas de las cuencas hidrográficas. En las plantaciones de eucalipto, la vegetación predominante la constituyen los árboles de eucalipto que es una especie que consume importantes cantidades de agua, debido a su alta tasa de evapotranspiración. Simultáneamente, realiza una captura selectiva de nutrientes del suelo, atendiendo a las elevadas necesidades de nutrientes de los esta especie de crecimiento rápido que ocasiona la descapitalización del suelo. El eucalipto ha evolucionado bajo condiciones bioclimáticas específicas en el Ecuador y ha intentado reconstruir las condiciones ambientales de



origen. A nivel edáfico, ello ha de traducirse en cambios en sus propiedades físicoquímicas del suelo, acorde a su elevada demanda nutricional (Hofstede y col., 1998). Según Mejía (2016), en el cantón Espejo el bosque de eucalipto considerado dentro de la categoría de bosque plantado corresponde al 2,72 % de la superficie cultivada es decir 466 hectáreas.

### **1.2.2 Zona agrícola**

#### **1.2.2.1 Papa en monocultivo**

El monocultivo de papa ha sido por milenios de alta prioridad en el Ecuador, en donde en la actualidad se siembran aproximadamente 66.000 ha, con un rendimiento medio por hectárea de 7,7 Mg a nivel nacional que suma una producción promedio de 480.000 Megagramos anuales en el país. La intensificación de la producción ha contribuido a que el cultivo de papa enfrente muchos problemas que ponen en peligro el bienestar económico de los productores y de la seguridad alimentaria del país. La producción de papa se comercializa en los mercados de Ecuador y Colombia, siendo la provincia del Carchi la que tiene el mayor rendimiento de papa por área a nivel nacional con 22 Mg ha<sup>-1</sup>. La forma de cultivo intensiva se asocia en la actualidad a problemas de degradación del suelo como consecuencia de la mecanización, la aplicación de fertilizantes y plaguicidas que han incrementado el contenido de los metales pesados en el suelo y ocasionado perturbaciones de la vida edáfica entre otros efectos negativos provocados en el edafosistema.

La explotación característica de un productor de papa en el Carchi tiene 6 ha de las cuales la mitad es sembrada con papa en varias parcelas separadas, delimitadas por caminos o acequias, etc. La vivienda puede o no estar adyacente a una de las parcelas. La superficie cultivada con papa en cada explotación es variable, ya que siembran varios cultivos en las distintas parcelas y frecuentemente dejan porciones de terreno en barbecho (sin cultivo). En el sistema de monocultivo de papa se realizan al menos el cultivo durante 3 ciclos consecutivos. La primera actividad en este sistema de producción intensivo es la selección cuidadosa del terreno a cosechar cada año. El sistema de laboreo que practican la mayoría de los agricultores es un sistema de arado profundo que invierte los primeros 30 cm del perfil del suelo lo que contribuye a la destrucción de su estructura. Por lo general el laboreo se realiza de forma manual o con ayuda de un arado de tracción animal o maquinaria agrícola. De manera convencional la preparación del suelo se realiza con 2 a 3 pases de arado de disco y 1 a 2 pases de rastra, para posteriormente esperar de 15 a 30 días entre



laboreos a fin de permitir una adecuada descomposición de los residuos vegetales incorporados en cada labor, la rastra se ejecuta a través de pases cruzados para desmenuzar los terrones del suelo a fin de obtener una capa superficial suelta. Estas labores de rastra alcanzan unas profundidades de 10 a 15 cm. En cuanto a la fertilización, en esta provincia, se utilizan cantidades de fertilizantes químicos que provocan desequilibrios nutricionales que afectan a la absorción de otros nutrientes, normalmente se aplican abonos complejos del tipo 10-30-10, 18-46-0, 12-36-12, 8-20-20 y 15-15-15 (N-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O), siendo las tres primeras las más empleadas. La aplicación de los fertilizantes por parte de los papicultores se realiza con 50kg de fertilizante (10-30-10) por 50kg de semilla de papa, con una programación que implica el 50% de nitrógeno, 100% fósforo y 100% potasio después de la siembra en labores conocidas como retape (3 semanas después de la siembra) y el otro 50% de N al suelo, es decir a las 8 a 10 semanas después de la siembra, con el fin de mejorar el consumo de N por parte de la planta. En relación a los controles fitosanitarios en el cultivo de papa tanto la lancha (*Phytophthora infestans* Mont de Bary) como el gusano blanco (*Premnotrypes vorax*.) representan retos especiales por múltiples razones: alto riesgo de pérdida del cultivo, la falta de visibilidad del patógeno, la falta de enemigos naturales efectivo y el número reducido de tácticas efectivas de manejo para el control de las plagas y enfermedades. A causa de esto los agricultores realizan aplicaciones semanales de mezclas de insecticidas, fungicidas sin considerar el nivel de evolución de la enfermedad lo que conduce a una elevada contaminación del suelo. Entre los fungicidas más utilizados tenemos: Mancozeb, Cymoxanil, Dimethomorph, Metalaxyl; mientras que los insecticidas más utilizados están: Carbofurán, Metamidofos, Profenofos, Acefato y Cipermetrinas (Yanggen y col., 2003).

#### 1.2.2.2 Rotación de cultivo de papa con leguminosas anuales

El sistema de producción en rotación de la papa con leguminosas anuales se realiza por agricultores que trabajan a pequeña escala, no siendo observado en grandes superficies. Consiste básicamente en un sistema de siembra de dos cultivos consecutivos diferentes ya sea: trigo, habas, arveja, maíz, cebada, oca, mashua y posteriormente el cultivo de papa, estos cultivos ocupan una parcela durante 6 meses a excepción de maíz que son 11 meses. A diferencia de lo que ocurre con el cultivo monoespecífico de la papa la fertilización y controles fitosanitarios en estos cultivos que intervienen en el sistema de rotación es prácticamente nulo. De hecho, la base de la rotación es

sembrar otros cultivos con el propósito de aprovechar el valor fertilizante residual del rastrojo del cultivo sembrado anteriormente. Según Salazar y Cochet (2016), se estima que la superficie de otros cultivos utilizados en este sistema de rotación no sobrepasa el 10% de la finca.

#### 1.2.2.3 Rotación cultivo de papa con pasto permanente

El sistema de producción de papa en rotación con pasto permanente sucede tanto en pequeñas como en grandes explotaciones. En las pequeñas explotaciones de ganado vacuno, se pretende integrar el pastoreo con animales en los pastizales disponibles durante el barbecho en el ciclo de los cultivos. En las grandes explotaciones asociados a ganaderos de leche de alta calidad y razas mejoradas son los propios agricultores quienes siembran papas para renovar los pastizales. En este sistema de pasto la vegetación predominante son las gramíneas, normalmente se siembra raygras o kikuyo (*Pennisetum clandestinum*). Por lo general, el terreno se deja entre 4 a 5 años a pastizal para posteriormente sembrar la papa. Para estos pastos el manejo de fertilización y control fitosanitario no se realiza, si bien excepcionalmente se ejecutan aplicaciones de nitrógeno al suelo principalmente cuando el pasto está constituido por Raygrass (Grijalva y col., 2004). Estos pastizales se encuentran en parcelas de aproximadamente cinco hectáreas y forman en su conjunto extensas praderas donde pastorean libremente decenas de cabezas de ganado. En la última década se puede evidenciar un incremento paulatino en la superficie de pastos cultivados, de 71.514 hectáreas en el año 2000 a 86.012 ha en el 2011. En este sistema se puede apreciar que el manejo de la movilidad de los animales en los potreros se realiza mediante la utilización de cercas eléctricas, su delimitación se hace con alambre de púas y en pocos casos con cercas vivas favoreciendo así la implementación de un sistema rotacional de pastoreo. Además, se observa tractores que trabajan en el manejo de las pasturas que se emplean para la dispersión de heces y la renovación de pastos. (Salazar y Cochet, 2016).

### 1.3 EL SUELO

El suelo es la capa superficial de la corteza terrestre constituido por aire, agua, una fracción mineral y materia orgánica, además de seres vivos. Los procesos biológicos que se desarrollan en el suelo juegan un papel muy importante en los ciclos biogeoquímicos de determinados elementos que se

encuentran en la biosfera. El suelo se comporta como filtro y almacén de agua dentro del ciclo hidrológico global y es la base para la producción de alimentos, y uno de los mayores reservorios de carbono del planeta representando más del 85% del C almacenado en los ecosistemas terrestres (Flores y col., 2012). La forma en que directa o indirectamente se gestiona el suelo repercutirá en nuestro futuro como especie. Según la FAO (2014), las emisiones globales de CO<sub>2</sub> por fuentes provenientes de la agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra fueron por más de 10 mil millones de Mg, de las cuales la producción agropecuaria contribuye de forma importante a la emisión de gases de efecto invernadero, con 5300 millones de Mg de CO<sub>2</sub> en el periodo 2001-2011. En las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera que derivan de la agricultura, juegan un papel importante el aporte de fertilizantes sintéticos, enmiendas orgánicas (estiércol al suelo) y residuos agrícolas. La optimización en el empleo de fertilizantes orgánicos e inorgánicos es esencial para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, al mismo tiempo que se persiguen los objetivos de seguridad alimentaria, resiliencia y desarrollo rural, lo que permite a los países en vías de desarrollo conseguir acceso a la financiación mundial para su implementación (FAO, 2014), en un proceso de cumplimiento de los objetivos de sostenibilidad global. Un buen manejo de los suelos de cultivo que conduzca a un aumento de los niveles de materia orgánica es muy importante desde un punto de vista ambiental y agronómico (Howard y col., 2015).

### **1.3.1 Caracterización de los suelos de Ecuador**

Los suelos que mayor superficie presentan en el Ecuador son los Inceptisoles (43% de la superficie (12.097.014 ha)) ubicados en la Región Litoral y la Amazonía, los Andosoles (30%, (8.438.650 ha)) presentes en la región andina, los Entisoles (13%, (3.727.368 ha)) presentes en la región litoral y andina, y finalmente están los Mollisoles (7%, (1.935.947 ha)) presentes en la región andina (Calvache, 2015).

Según Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (Mejía, 1997; INIAP, 2009), en el Ecuador los suelos de mayor importancia tanto por superficie, como por sus características apropiadas para la producción agrícola son los suelos de origen volcánico (Andosoles), que se forman a partir de cenizas y vidrios volcánicos, así como materiales piroclásticos. Estos materiales son variables en función de la edad de las cenizas provenientes del volcanismo activo del cuaternario por la que evidencian poca a moderada evolución, presencia apreciable de alófana

(arcillas amorfas), baja densidad aparente ( $< 0,85 \text{ g cm}^{-3}$ ); y alta fijación de fósforo. Estos suelos se ubican en las localidades altas y húmedas de la serranía ecuatoriana, así como dentro de la localidad montañosa (andina) y hacia la costa y el oriente debido a flujos de material volcánico (Calvache, 2015).

Los andosoles son el sustrato fundamental para obtener alimentos en Ecuador formando parte de los ecosistemas de las cordilleras, bosques andinos y páramos, a los cuales proveen de nutrientes y les permiten regular su ciclo hídrico. Este tipo de suelos son de gran importancia en Ecuador, razón por la cual se utilizaron para la presente investigación.

En la provincia del Carchi, el suelo predominante se desarrolla sobre materiales volcánicos con alto contenido de aluminio activo, se encuentran principalmente suelos de tipo Dystrandept, Hydrandept, Eutrandept, Hapludolls, Duriudolls, Argiudolls, Haplocryands, Melanudands y Hapludands. Estos tres últimos subgrupos están asociados a la zona de estudio, se han desarrollado a partir de cenizas volcánicas finas, que forma un complejo químico entre la materia orgánica y los minerales. Este tipo de suelos son comúnmente profundos y ricos en materia orgánica, con alta capacidad de retención de agua, alta estabilidad estructural, baja densidad aparente y buena permeabilidad (Pumisacho y Sherwood, 2002). Sin embargo, debido a la presencia de alófanos e imogolita y al complejo aluminio-humus, estos suelos poseen un alto poder de fijación de fósforo. Así el 80% de estos suelos tiene contenidos bajos de fósforo disponible y el 70% niveles altos de potasio, calcio y magnesio (Yanggen y col., 2003). La topografía, la edad de los depósitos de ceniza volcánica y el clima son los factores más importantes que determinan, hoy en día, las diferencias entre los distintos suelos de la zona de estudio.

El proceso de formación de los suelos de cenizas volcánicas se presenta en la Figura 1. Este proceso inicia con la generación de una nube de piroclastos durante la erupción volcánica, conformada por partículas de diámetro inferior a 2 mm, conocidas como cenizas volcánicas.

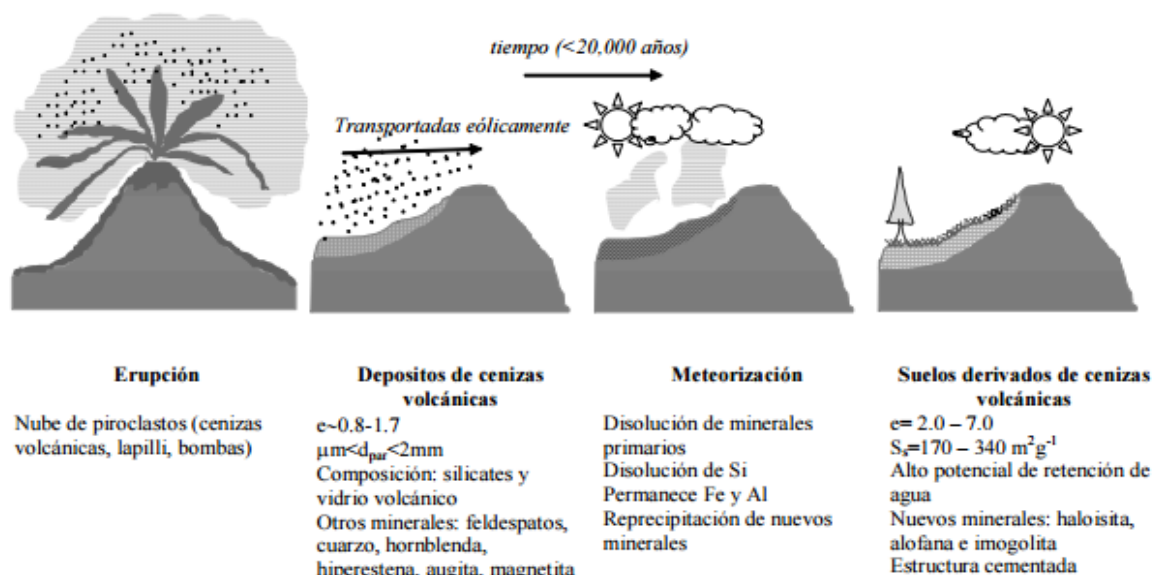


Figura 1. Formación de suelos a partir de cenizas volcánicas, (Lizcano, 2006)

Nota:  $e$  = relaciones de vacío;  $S_s$  = Superficie específica

Las cenizas volcánicas, son generadas a partir de la fragmentación del magma y de materiales en el cono del volcán provenientes de erupciones anteriores (Wohletz y Krinsley, 1982; Büttner y col., 1999). Tres mecanismos han sido identificados como los principales generadores de cenizas volcánicas: la ruptura del magma debido a vesiculación, la fragmentación del magma debido a los elevados esfuerzos térmicos y la pulverización de la lava en las paredes de la chimenea del volcán durante la erupción (Wohletz y Krinsley, 1982).

Los suelos derivados de las cenizas volcánicas se desarrollan a través de procesos de alteración física y química de los depósitos de cenizas volcánicas (disolución, lixiviación y precipitación de compuestos). Estos procesos transforman los minerales ya sea en forma y tamaño de las partículas, así como en la porosidad, los cuales son controlados por las condiciones climáticas (precipitación, temperatura, humedad y viento). Estas condiciones determinan la tasa de migración de compuestos principalmente por la erosión, entre otros procesos. La evolución temporal gobierna la secuencia para la síntesis de minerales secundarios y la distribución de tamaños de partículas. Durante la meteorización generalmente se obtiene una composición elemental rica en Si, Al y cationes base (ej. Na, Ca). A medida que evoluciona el suelo el Si y los cationes base son disueltos y removidos de las capas superficiales y el Al tiende a permanecer (Townsend, 1985; Chadwick y col., 2003).

Los suelos volcánicos presentan en sus perfiles, horizontes endurecidos que pueden estar situados a diferentes profundidades. En algunas regiones la erosión de las tierras ha sido tal, que las capas superiores se han perdido, poniendo al descubierto los horizontes endurecidos profundos, lo que ha provocado la erosión de determinadas áreas, siendo estas poco propicias para la agricultura (Zehetner y Miller, 2006).

#### **1.4 FERTILIDAD EDÁFICA**

Se han propuesto muchos conceptos para definir la fertilidad del suelo; la definición más común de suelo fértil plantea que es aquel que tiene la capacidad de suministrar los nutrientes suficientes al cultivo, asegurando su crecimiento y su desarrollo (Brady, 1990; Havlin y col., 1999). El suelo es un recurso no renovable y además de producir, en él procesos de descomposición de la materia orgánica que permiten el uso y reciclaje de nutrientes (Soto, 2006). El cambio de uso de territorio conlleva alteraciones en las propiedades físicoquímicas y biológicas del suelo lo que da lugar finalmente a una mayor o menor fertilidad del mismo. Por tanto, un suelo fértil debería presentar unas determinadas propiedades físicas, químicas y biológicas que permitan el desarrollo de cultivos sustentables promoviendo seguridad alimentaria, agroecosistemas saludables y apoyando la gestión sostenible de la tierra (Van Beelen y Doelman, 1997; Trasar-Cepeda y col., 2000; Gianfreda y Rao, 2011; Singh y col., 2016; Moghimian y col., 2017). En el suelo, las propiedades biológicas tienen una estrecha relación con las físicas, como la agregación, y con las químicas, como la capacidad de intercambio catiónico y la disponibilidad de nutrientes. La materia orgánica juega un papel clave en la fertilidad del suelo, por tanto, es necesario realizar un buen manejo de la misma para tener suelos de calidad. En áreas tropicales, la materia orgánica es la fuente primaria de nutrientes para las plantas, debido al elevado coste de los fertilizantes, además de favorecer el desarrollo de una buena estructura del suelo, mejorando la aireación y la capacidad de retención de agua en el mismo, aumenta la capacidad total de cambio, mantiene la temperatura del suelo más estable (Andrade y Martínez, 2014), entre otras funciones.

La gestión de manejo de suelos y el uso de territorio tienen un profundo impacto en el secuestro de carbono (C). Sin embargo, la dinámica de los mecanismos de interacción entre la estructura del suelo y el C orgánico del suelo no está muy clara. Por tanto, comprender cómo un agregado almacena y protege el Carbono orgánico del suelo es esencial en el desarrollo de prácticas de



gestión adecuadas para mejorar el secuestro de carbono. Los agregados del suelo son partículas secundarias (unidades estructurales) formadas a través de la combinación de partículas minerales con componentes orgánicos y/o agentes aglutinantes inorgánicos (Bronick y Lal, 2005). Los mecanismos de formación de estos agregados implican varios agentes tales como la vegetación, fauna del suelo, microorganismos que afectan a la disponibilidad y estabilidad de los cationes, a la humedad y la temperatura del suelo, y a las interacciones entre las partículas de arcilla, así como las interacciones entre la materia orgánica y el material arcilloso (Baver y Gardner, 1972).

#### **1.4.1 Carbono orgánico**

El C orgánico del suelo es un componente importante del ciclo global del C, encontrándose en el mismo un 69,8 % del C de toda la biósfera (FAO, 2001). El suelo puede actuar como fuente o reservorio de C dependiendo de su uso y manejo (Lal, 1997). Se estima que desde que se incorporan nuevos suelos al uso agrícola y se implementan sistemas intensivos de cultivo se producen pérdidas de C que fluctúan entre 30 y 50% del valor inicial (Reicosky y col., 1995). La pérdida de material húmico de los suelos cultivados es superior a la tasa de formación de humus de suelos no perturbados por lo que el suelo, bajo condiciones de cultivo convencionales, es una fuente de CO<sub>2</sub> para la atmósfera (Kern y Johnson, 1993). La gestión del suelo, ya sea a través de la rotación de cultivos o utilizando sistemas agroforestales, contribuye a mejorar los procesos de acumulación de MO a través del incremento de la actividad biológica en comparación con otros usos del territorio. Existen prácticas agronómicas que favorecen la captura de C en el suelo (Rasmussen y Parton, 1994; West y Post, 2002), como es el caso del laboreo de conservación (Lal, 1997), que incluye el no laboreo (FAO, 2001).

El C afecta a la mayoría de las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo vinculadas a su: (i) calidad (Carter, 2002; Wander y col., 2002), (ii) sostenibilidad (Carter, 2002; Acevedo y Martínez, 2003) y (iii) capacidad productiva (Bauer y Black, 1994), por lo que, en un manejo sostenible el C debe mantenerse o aumentarse.

Establecer una relación clara entre el C y la productividad del suelo es complejo (Moreno y col., 1999). Pese a la existencia de abundante literatura que documenta los efectos del C sobre las propiedades del suelo que favorecen el desarrollo de los cultivos, existe poca información sobre la contribución directa de un aumento de C en la productividad del suelo. La importancia de las

prácticas agrícolas que incluyen la rotación de cultivos en los ecosistemas terrestres como sumideros de carbono está ampliamente reconocida en la actualidad (Fisher y col., 1994; Gracia y col., 2004), así como el papel que desempeñan sobre los microorganismos (Davidson y col., 1995; Six y col., 2006) y otros parámetros edáficos (Naeem y Wright, 2003). En el caso de los ecosistemas forestales, los principales almacenes de C son el suelo, la vegetación y el mantillo. En el caso de los cultivos agrícolas se ha observado que después del abonado de la tierra cambios importantes en la biodiversidad microbiana del suelo (Anderson y Weigel, 2003). La diversidad fisiológica y las funciones ecológicas de los hongos son vitales para la conservación del C del suelo (Turner y col., 1990). La cantidad de C almacenado o secuestrado en los suelos, depende de una serie de factores que incluyen características del sistema biológico, condiciones climáticas y otras condiciones ambientales, así como el ciclo C en los suelos (Johnson, 1992; Schlesinger, 1990),

Tanto el cambio del uso del territorio como las prácticas asociadas a cada tipo de uso territorio determina la formación preferente de macro y microagregados. El sistema de asociación de agregados desde partículas más pequeñas hasta agregados más grandes, permite proteger el C almacenado en cada fracción. La labranza en el suelo perturba el proceso de formación de macroagregados, aumentando por tanto la biodisponibilidad del C a partir de agregados más pequeños. El contenido de C orgánico y el tiempo de persistencia en el suelo, determina la formación de macroagregados que finalmente constituyen una de las principales fuentes o sumideros de C en relación a la atmósfera, que por tanto puede mitigar e incluso adaptar los sistemas agrícolas a los efectos del cambio climático, ya que el suelo, es un reservorio de C estabilizado (Arnalds y Stahr, 2004; Etchevers y col., 2006).

El uso del territorio por distintos tipos de vegetación incluidos las zonas forestales y las tierras agrícolas es un indicativo de la capacidad de un suelo para almacenar o emitir carbono (Nair y col., 2009; Takimoto y col., 2009; Mosquera y col., 2010; Saha y col., 2010). El cambio en el uso del territorio en la provincia del Carchi (Ecuador), en donde se está produciendo un aumento de las áreas dedicadas al cultivo de la papa en detrimento de las áreas de bosques nativos, puede ocasionar un balance negativo en el cómputo global del ciclo del carbono de Ecuador. Para evaluar este efecto es necesario determinar y comparar el balance del carbono en los diferentes tipos de ecosistemas naturales y agroecosistemas que permitan extrapolar lo que sucede a gran escala. El manejo forestal es uno de los impulsores más comunes del cambio en carbono del suelo (Post y Kwon, 2000; Jandl



y col., 2007; Powers y col., 2013), los resultados actuales demuestran que el almacenamiento de carbono en la superficie del suelo producido por el bosque caducifolio es un 24% más bajo que del bosque de hoja perenne, lo cual se debe a la alta tasa de descomposición de la materia orgánica en el primer caso (Panichini y col., 2017), si bien suelen generar suelo a mayor velocidad. Por otro lado, los suelos con pastizales favorecen la agregación de partículas finas, por el aumento de los exudados y la biomasa y como consecuencia incrementa significativamente el carbono en el suelo en comparación con los sistemas agrícolas (Powers y col., 2013).

La materia orgánica del suelo (MO) no es un material definido, su permanencia es muy variable, ya que presenta períodos de reciclaje que van desde semanas a años (Jenkinson y col., 1992). Se puede clasificar de manera simple en dos grupos: el primero corresponde a lo que se denomina MO lábil, que se encuentra formada por restos de animales, plantas y microorganismos, con una transformación incompleta, y son la primera fuente de humus que no forman parte integral del suelo; y un segundo grupo, que se denomina MO estable, que está formado de sustancias húmicas y productos de descomposición que forman parte integral del suelo (Borie y col., 1995). El Carbono orgánico es el principal elemento que forma parte de la MO, por lo tanto, el fraccionamiento de carbono constituye una herramienta útil que proporciona una diferenciación entre las fracciones activas, intermedias y pasivas de carbono, además de que su diferente composición nos permite evaluar el impacto del manejo agrícola en el suelo. El reservorio de carbono orgánico es bastante complejo y se encuentra compuesto por fracciones con diferentes tasas de recambio, que se encuentran estabilizadas o protegidas contra la descomposición microbiana mediante tres mecanismos (Six y col., 2006):

- a) Estabilización física por la microagregación.
- b) Estabilización físicoquímica mediante asociación con partículas de arcilla.
- c) Estabilización bioquímica mediante la formación de compuestos altamente recalcitrantes.

Según la magnitud de estos mecanismos, existen tres reservorios principales de carbono (Whitbread, 1995).

1. El reservorio activo o lábil, que presenta un tiempo de residencia corto (de meses a décadas). Este reservorio es sensible a los cambios del uso del suelo, y se encuentra compuesto por biomasa

microbiana, restos de plantas, raíces e hifas de hongos que están en diferentes estados de descomposición.

2. El reservorio intermedio, con un tiempo de residencia de 10 a 100 años. Está compuesto por restos ya en descomposición, y se estabiliza por medio de la oclusión de la materia orgánica, a través de interacciones órgano-minerales. Es menos sensible a los cambios en el uso del suelo.

3. El reservorio pasivo o no lábil, con un tiempo de residencia de 100 años. Está compuesto por el carbono orgánico asociado a la fracción mineral, y el carbono estable/recalcitrante y por tanto constituye un elemento esencial no sólo para el secuestro de gases de efecto invernadero, sino para la mejora de la calidad del suelo. El carbono pasivo o no lábil se estabiliza mediante la encapsulación dentro de microagregados estables (en micro-estructuras arcillosas) e interacciones con minerales.

Por todo lo señalado, la conservación o mejora del suelo como recurso a largo plazo es condición necesaria para la sostenibilidad de un agroecosistema, y en ese sentido es primordial mantener la materia orgánica del suelo (MO), la cual es factor determinante de la porosidad y por lo tanto de la capacidad de infiltración, retención de humedad, resistencia a la erosión hídrica y eólica, y es fuente básica de fertilidad química (Izaurrealde y col., 2000). Además, es el más importante reservorio de C a nivel de la superficie de la tierra, que puede contribuir a disminuir o aumentar el nivel de CO<sub>2</sub> atmosférico y por lo tanto afectar al cambio climático global (Rosell y Galantini, 1998; Izaurrealde y col., 2000). En los suelos volcánicos la MO es muy estable, tanto por adsorción en la superficie de las alófanos, como por protección física dentro de los microporos, que limita el ataque de enzimas y microorganismos (Wada y Aomine, 1987; Warkentin y Maeda, 1980).

El uso del territorio influye sobre el contenido en MO del suelo (Tabla 1), aunque no se observa una tendencia determinada en función del manejo o cultivo cuando comparamos entre distintos autores (Rahman y col., 2008; Ordoñez y col., 2015).

**Tabla 1.** Porcentaje promedio de Materia Orgánica en Andosoles

Autores	Uso de territorio	MO (%)
Avellaneda y col., (2018)	Pasto	10,3
	Papa	10,8
Rahman y col., (2008)	Rotación trigo soya	3,7
	Sin labranza-	6,6
Ordóñez y col., (2015)	Bosque natural,	9,0
	Cultivo	13,0
	Pasto	17,0

#### 1.4.2 El Nitrógeno Total (N)

Es un elemento esencial para los seres vivos, se considera como el cuarto elemento más abundante de los vegetales después del carbono, el hidrógeno y el oxígeno. El nitrógeno es un componente específico de proteínas y está presente en las combinaciones orgánicas de las plantas. El mayor contenido en peso seco de nitrógeno en las plantas se encuentra en los tejidos jóvenes donde presenta un rango comprendido entre 5,5 y 6,5%.

En el suelo este elemento no proviene de la degradación de la roca madre, sino que proviene de la atmósfera terrestre a través de los distintos procesos de fijación, principalmente biológicos, la mayor parte del nitrógeno presente en los suelos minerales se encuentra formando parte de la materia orgánica. El nitrógeno total presente en suelos cultivados puede variar entre 0,01 y 0,5% (Navarro y Navarro, 2013). En el suelo los iones nitrato y el amonio son las principales fuentes de nitrógeno inorgánico asimilable por las raíces de las plantas, siendo el nitrato el de mayor preferencia, por cuanto los coloides pueden fijar los iones amonio, mientras que los nitratos conservan una completa movilidad. La gestión del suelo influye notablemente en la cantidad de nitrógeno presente en el mismo, ya sea por aporte de fertilizantes inorgánicos, la incorporación de residuos durante la rotación de cultivos ó a través del manejo de la MO exógena a la parcela como la aplicación de estiércoles, compost.

Según Rahman y col., (2008); Ordóñez y col., (2015); Avellaneda y col., (2018), en investigaciones realizadas en suelos de tipo Andosol, el N total presenta valores promedios que oscilan entre el 0,2 y el 0,9% dependiendo del uso del territorio (trigo, papa, bosque natural y

pasto). Ordoñez y col., (2015), se observa una variación en el contenido de nitrógeno total entre los diferentes usos principales del suelo en Ecuador (Tabla 2).

**Tabla 2.** Porcentaje promedio de Nitrógeno total, encontrados en suelos de tipo andosol por distintos autores

<b>Autores</b>	<b>Uso de territorio</b>	<b>N total (%)</b>
Avellaneda y col., (2018)	Pasto	0,51
	Papa	0,52
Rahman y col., (2008)	Rotación trigo-soya	0,22
	Sin labranza	0,25
Ordóñez y col., (2015)	Bosque natural	0,60
	Cultivo	0,80
	Pasto	0,90

#### **1.4.3 Relación Carbono/ Nitrógeno (C/N)**

Este parámetro permite definir el nivel de descomposición de la MO en función de su dinámica, ya que da a conocer la relación del C y el N en el suelo. Un valor C/N elevada significa que hay C que no se puede digerir por los microorganismos debido al déficit de N, mientras que un valor de la relación C/N por debajo de 10 implica una descomposición más rápida, ya que las necesidades de N por parte de los microorganismos están cubiertas. De este modo podemos determinar que un suelo se considera fértil si el valor numérico de esta relación se encuentra en torno a 10 (Joedan, 1989). Los Andosoles presentan valores habituales de C/N comprendidos entre 9 y 12 (Rahman y col., 2008; Ordoñez y col., 2015). Además, también señalan que la gestión de los andosoles asociada a cultivos como la papa y pasto incrementa la relación C/N, lo que indica una ralentización de la descomposición de la MO por microorganismos con el consiguiente empobrecimiento del suelo.

Los valores de C/N en relación con los usos de territorio (Rahman y col., 2008; Ordoñez y col., 2015) se recogen en la Tabla 3. Como se puede observar hay ciertas diferencias entre los distintos manejos que se llevan a cabo en el territorio, aunque estas no son destacables.

**Tabla 3.** Relación Carbono / Nitrógeno, encontrados en Andosoles por distintos autores

<b>Autores</b>	<b>Uso de territorio</b>	<b>C/N</b>
Rahman y col., (2008)	Sin labranza	10,0
	Rotación trigo-soya	12,0
Ordóñez y col., (2015)	Bosque natural	8,9
	Pasto	9,9
	Cultivo	10,2

#### 1.4.4 Fertilidad química

Todas las plantas necesitan elementos minerales para su crecimiento y mantenimiento. Los elementos más abundantes en los seres vivos son carbono (C), oxígeno (O) e hidrógeno (H). Las plantas obtienen estos elementos del agua (H<sub>2</sub>O) del suelo y del aire (CO<sub>2</sub>). Convertir el H<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> en componentes básicos orgánicos como la glucosa a través del proceso de la fotosíntesis, es un proceso complejo que requiere ayuda de por lo menos 13 elementos adicionales (Robert, 2009). En el sistema suelo-planta, la reacción del suelo (pH) condiciona de forma importante no solo la vida de los microorganismos y los procesos en los que intervienen, sino también en mayor o menor grado en la asimilación de muchos elementos químicos. La nutrición asociada al nivel de fertilidad químico se define como una serie de reacciones de transferencia, generalmente reversibles, entre varios componentes (fase sólida, reservorio lábil, solución del suelo y la planta), abarcando diversos elementos minerales necesarios para las plantas en cultivo, donde prevalece el criterio de esencialidad, tanto la presencia de los macronutrientes: N, P, K, Ca, Mg y S; como la de los micronutrientes: B, Cl, Co, Fe, Mn, Mo, Ni y Zn (Malavolta y col., 1992).

La composición de la solución nutricional edáfica es el resultado de procesos complejos tales como las entradas de los elementos minerales procedentes del lavado por el agua de la precipitación y su posterior redistribución, la liberación de nutrientes a la solución del suelo a través de la mineralización de la materia orgánica y la meteorización de los minerales, así como por los equilibrios que se establecen entre los iones edáficos por cambios en la absorción de nutrientes del suelo a través de raíces, la microbiota y por drenaje profundo. La intensidad de cada proceso depende de muchos factores (profundidad del suelo, movilidad de las soluciones, requerimientos del cultivo y usos de territorio entre otros) (Marques y Ranger, 1996; Ranger y col., 2002).

El grado de fertilidad química de un suelo, se mide normalmente en función de la disponibilidad de nutrientes para las plantas, consecuencia de las diferentes condiciones climáticas, así como también de la gestión del uso anterior del territorio. Sin embargo, un suelo con alta cantidad de nutrientes no es necesariamente fértil ya que diversos factores físicos, químicos y biológicos pueden limitar la disponibilidad de los mismos. En general, la agricultura intensiva extrae grandes cantidades de los principales macronutrientes: nitrógeno, fósforo y potasio, de los que es preciso realizar aplicaciones para cubrir las necesidades de la mayor parte de las plantas (Ordoñez y col., 2015). La fertilización puede ser inorgánica mediante el aporte de fertilizantes minerales u orgánica mediante el aporte de productos de origen animal o vegetal como purines, estiércoles.

#### 1.4.4.1 El pH

Es la reacción del suelo, como consecuencia de la meteorización, humificación, movilidad de nutrientes e intercambio iónico. Es un parámetro importante en los procesos que se producen en el suelo, afectando en ocasiones a la disponibilidad de los elementos necesarios para la nutrición de las plantas, limitando la disponibilidad de alguno de ellos en caso de que los pH no estén en torno a 6,5-7,0. El pH afecta también a la capacidad de intercambio catiónico y a la actividad microbiana del suelo. Además, es un factor decisivo en la disponibilidad de los metales pesados para las plantas, ya que al disminuir su valor se incrementa la solubilidad de la mayoría de los mismos y su concentración en la solución del suelo, lo que hace que dichos metales sean más fácilmente absorbibles por las plantas, aumentando su transferencia del suelo al cultivo y por tanto su peligrosidad para la salud humana. Los pH en suelos derivados de ceniza volcánicas están próximos a la neutralidad o son moderadamente ácidos lo que proporcionan un adecuado ambiente edáfico al cultivo, pero también los hay fuertemente ácidos que pueden limitar el crecimiento de las plantas debido a una serie de factores como los elevados niveles de saturación de Al en el suelo (Aravena y col., 2007). Por otra parte, la gestión del suelo afecta significativamente el pH ya sea por desprotección del suelo, extracción de nutrientes, que al no realizarse de forma sostenible puede llegar a incrementar la erosión y ocasionar una degradación que puede asociarse con reducciones importantes de pH. La mineralogía de los suelos de cenizas volcánicas tiene una marcada influencia sobre sus características fisicoquímicas, principalmente por la presencia de arcillas alófana que es

un aluminosilicato hidratado producido en etapas tempranas de la meteorización del vidrio volcánico, en condiciones de  $\text{pH} > 4,7$  (Aravena y col., 2007). Estas arcillas retienen una elevada cantidad de agua resultado del gran volumen de poros pequeños que dominan la estructura edáfica (Shoji y Ono, 1978; Warkentin y col., 1988). Estas arcillas alofanas conservan una carga eléctrica permanente baja y una carga eléctrica alta subordinada al  $\text{pH}$ , por lo que se les califica de carga eléctrica variable (Maeda y col., 1977; Parfitt y col., 1988; Warkentin y col., 1988; Wada, 1989; Parfitt, 1990; Shoji y col., 1996). Su importancia radica en la fuerte adsorción de nutrientes que presentan reflejada en una severa indisponibilidad que le confieren características químicas particulares al suelo, que merecen un manejo especial. Estudios realizados en los Andosoles ponen de relieve que cambios en el uso de territorio conducen a cambios en el  $\text{pH}$ . Así en un bosque natural el  $\text{pH}$  fue de 4,7 mientras que en uso de pasto fue de 5,4 información que se recogen en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Valores promedios de  $\text{pH}$  en agua, encontrados en suelo por distintos autores en andosoles

Autores	Uso de territorio	$\text{pH}$
Avellaneda, y col., (2018)	Papa	5,3
	Pasto	5,5
Rahman, y col., (2008) Ordóñez, y col., (2015)	Sin labranza	5,2
	Rotación trigo soya	5,7
	Bosque natural	4,7
	Cultivo	5,2
	Pasto	5,4
		5,4
Valle y Carrasco (2018)	Cultivo	5,5
	Bosque natural	5,6

#### 1.4.4.2 Fósforo (P)

El P es el segundo macronutriente esencial para las plantas después del nitrógeno, desempeña un papel importante para proporcionar calidad y rendimiento de los cultivos. Además, contribuye a los procesos de fotosíntesis, respiración, almacenamiento, transferencias de energía, división y crecimiento celular, y transferencia genética, mejora la resistencia a las bajas



temperaturas, incrementa la eficiencia del uso de agua, contribuye a la resistencia a enfermedades y acelera la madurez. (Navarro y Navarro 2013).

El contenido total de P en el suelo varía entre el 0,01 y el 0,2 %, existiendo como P orgánico e inorgánico que puede encontrarse en forma absorbible para las plantas en la solución del suelo (Srinivasan y col., 2012). El P reacciona con los distintos iones que se encuentran en el suelo dando lugar a formas menos solubles dependiendo del pH del mismo, la temperatura, la humedad y otros factores. La mayoría del P en el suelo es inmóvil y escasamente soluble, por lo que no está disponible para las plantas, siendo uno de los nutrientes limitantes para el crecimiento de las mismas. La disponibilidad de este elemento es relativamente baja en el suelo debido a que la mayor parte es a menudo fijado y precipitado por el calcio (Ca) y magnesio (Mg) en suelos calcáreos, y por el hierro (Fe) y el aluminio (Al) en suelos ácidos (Goldstein, 1995; Holford, 1997; Gyaneshwar y col., 2002).

La baja disponibilidad del fósforo es un factor limitante que provoca una disminución del rendimiento del cultivo (Zhu y col., 2005; Calderón-Vázquez y col., 2011; Lynch, 2011). Las concentraciones de estos aniones en solución se encuentran alrededor de 1 y 10  $\mu\text{M}$  en equilibrio con la fase sólida del suelo (Richardson, 1995).

Las deficiencias de P en cultivos en el mundo se subsanan normalmente mediante la aplicación de fertilizantes químicos sintéticos (Sheng y col., 2013). Se ha estimado que la eficiencia en el uso del P por parte de las plantas, aplicado como fertilizantes fosfatados es sólo del 5% al 25%. Esto significa que cerca de un 80% a 90% del P es fijado rápidamente y transformado en formas insolubles y no disponibles, como fosfatos de calcio, así como adsorbidos en las superficies de los óxidos de hierro y aluminio hidratados (Singh y Prakash, 2012). Las plantas absorben el P casi siempre en forma de  $\text{H}_2\text{PO}_4$  y en menor medida  $\text{HPO}_4$  (Fernández y col., 2007). Por esta razón, el P se aplica en intervalos regulares, dependiendo de las características del suelo y la rotación de cultivos con el objeto de mantener los niveles óptimos de productividad, que debido a la falta de ajuste con los niveles del suelo y las extracciones del cultivo suele aumentar su concentración (fijación de fósforo) en los suelos agrícolas (Stevenson y Cole, 1999).

El empleo de P en terrenos agrícolas se ha aumentado recientemente debido a la necesidad de incrementar la producción de cultivos para alimentar a las poblaciones humanas en un futuro (Richardson y Simpson, 2011). Las grandes reservas geológicas de fosfatos han sido movilizadas



en el último siglo para la producción de fertilizantes, debido a la gran demanda del mercado agrícola, lo que implica que para el año 2050 la disponibilidad de reservas de P en la tierra se verá notablemente mermada (COM, 2013). En un futuro esta demanda hará que los fertilizantes fosfóricos continúen aumentados de precio a medida que este recurso vaya disminuyendo o su extracción sea más costosa (Adhya y col., 2015). De ahí la importancia de emplear fertilizantes de origen orgánico vinculados a la bioeconomía o economía circular. Los andosoles suelen presentar unos niveles de P total (Tabla 5) comprendidos entre 2100 mg.kg<sup>-1</sup> en pasto y 3500 mg.kg<sup>-1</sup> en cultivo de papa (Avellaneda y col., 2018), es decir que los usos de territorio influyen en la concentración del P total en el suelo.

**Tabla 5.** Concentración promedio de fósforo total en suelos de origen volcánico o andosoles

Autores	Uso de territorio	P (mg.kg <sup>-1</sup> )
Avellaneda, y col., (2018)	Pasto	2.100
	Papa	3.500
Nelson, y col., (2014),	Cultivo	2.600
Yanai, y col., (2012)	Cultivos	2.400

#### 1.4.4.3 Capacidad de Intercambio Catiónico Efectiva (CICefe)

Se considera como una de las propiedades más importantes del suelo, porque es un indicador de la capacidad de retener e intercambiar cationes sobre la superficie coloidal, la cual está íntimamente relacionada con la fertilidad del mismo. Se calcula como la suma de todas las posiciones de cambio, es decir de los cationes de cambio Ca, K, Mg, Na y Al expresada en cmol (+) 100 g de suelo. Algunas propiedades de Andosoles pueden ocasionar una CICefe variable (Bahr (2014), Nelson (2014)), asociada a la carga de las arcillas o al contenido del carbono orgánico, (Sadeghian y col., 2012). El uso del territorio presenta una marcada influencia sobre la CICefe, por cuanto el laboreo favorece la erosión y la pérdida de partículas finas (arcillas) por tanto disminuye la superficie de atracción de los cationes intercambiables y por ende la CICefe (Nelson y col.,

2014). Por ejemplo, la CICefe en suelos de andosol con uso de cultivo ronda los 21 cmol (+) kg<sup>-1</sup>, mientras que en bosque fue de 32 cmol (+) kg<sup>-1</sup> (Tabla 6).

**Tabla 6.** Concentración promedio de CICefe, encontrados en suelo por distintos autores

Autores	Suelos	Uso de territorio	CICefe* (cmol (+) kg <sup>-1</sup> )
Nelson, y col., (2014)	Volcánico	Cultivo	21,0
		Bosque	32,0
Bahr, y col., (2014)	Volcánico	Bosque	8,5
		Anual,	10,5
		Perenne,	6,5
		Pasto	7,7

\*CICefe: Capacidad de Intercambio Catiónico Efectiva

#### 1.4.4.4 El potasio (K)

Es el tercer nutriente necesario en cuanto a la necesidad de sus aportes externos. El potasio interviene a nivel celular como activador enzimático en la fotosíntesis y síntesis de proteínas, y a nivel fisiológico juega un papel clave en el crecimiento, el equilibrio iónico, contribuyendo a la translocación de micronutrientes principalmente el Fe. Además, actúa como un regulador de la presión osmótica celular, regulando apertura y cierre estomático. Sin suministro adecuado de K, las plantas tienen raíces poco desarrolladas, crecen lentamente, producen semillas pequeñas, tienen rendimientos más bajos (McAfee, 2008; White y Karley, 2010) y aumenta su susceptibilidad a las plagas y enfermedades (Amtmann y col., 2008; Armengaud y col., 2010; Troufflard y col., 2010).

En el suelo, el potasio aparece por los procesos de meteorización de rocas que contienen minerales potásicos, así como también por descomposición de restos vegetales y animales. En la mayoría de los suelos se encuentran en cantidades relativamente grandes como K<sub>2</sub>O entre 0,5-3%. El uso del territorio influye en la concentración de este elemento en el suelo, ya que el aporte de enmiendas orgánicas aumenta los niveles de este elemento en el suelo tal y como sucede durante el pastoreo en los pastos. Por tanto, la cantidad de potasio extraíble en los suelos de tipo andosol (Tabla 7), mejora en suelos principalmente de cultivos por el aporte de fertilizantes potásicos y junto al pasto y bosque natural por los aportes de MO realizados través del estiércol o de la hojarasca (Avellaneda y col., 2018).

**Tabla 7.** Concentración promedio de K total, encontrados en andosoles por distintos autores

Autores	Uso de territorio	K total (mg.kg <sup>-1</sup> )
Avellaneda y col., (2018)	Papa	78
	Pasto	156
Rajashekhar (2015)	Cultivo	96
	Bosque	209
Yanai y col., (2012)	Cultivos	9.600

#### 1.4.4.5 Calcio (Ca)

El calcio es un elemento esencial en el desarrollo vegetal, varios estudios han demostrado el papel fundamental del calcio no solo en la estructura del suelo sino también en el proceso químico del complejo adsorbente y su influencia sobre la asimilación de otros elementos esenciales. El Ca presente en el suelo procede de rocas y minerales del mismo y de la incorporación de la materia orgánica en el suelo. El contenido de calcio en el suelo puede variar ampliamente, así en suelos no calizos este se encuentra comprendido entre el 0,1 y el 0,2%, mientras que en los suelos calizos puede llegar a alcanzar hasta un 25% de su composición. En zonas áridas este elemento generalmente presenta concentraciones altas como consecuencia de una baja pluviometría y poca lixiviación. En la mayoría de los suelos básicos, el calcio se encuentra tanto en el complejo de intercambio catiónico como en depósitos importantes de carbonatos o sulfatos de calcio a través de perfil. En suelos ácidos y con presencia de la alta pluviometría el movimiento del Ca es más elevado, el calcio se encuentra adsorbido a los coloides en forma intercambiable y como minerales secundarios no descompuestos. El empobrecimiento del suelo en este elemento repercute en la disminución de la captación de calcio por las plantas al afectar directamente al tipo de coloide que predomina en el suelo y al porcentaje de Ca de cambio (Navarro y Navarro, 2013). Como sucede con la mayoría de los elementos químicos, la gestión diferenciada de los suelos influye en la disminución del Calcio intercambiable. Así, la concentración de Ca de cambio en suelos de uso forestal es de 6,1 cmol (+) kg<sup>-1</sup>, mientras que en suelos uso de papa el valor es 3,6 cmol (+) kg<sup>-1</sup>

(Meza-Pérez y Geissert-Kientz, 2006) es decir que Avellaneda y col., (2018) mostró que en páramo el Ca fue de  $7,5 \text{ cmol (+) kg}^{-1}$ , mientras que en uso de pasto fue de  $3,5 \text{ cmol (+) kg}^{-1}$  (Tabla 8).

**Tabla 8.** Concentración promedio de Ca, encontrados en andosoles por distintos autores

Autores	Uso de territorio	Ca cambio ( $\text{cmol (+) kg}^{-1}$ )
Avellaneda y col., (2018)	Pasto	3,5
	Papa	4,1
	Páramo	7,5
Rahman y col., (2008)	Rotación trigo soya	6,7
	Sin labranza	14,8

#### 1.4.4.6 Magnesio (Mg)

El magnesio es un constituyente muy importante en la molécula de clorofila. La concentración de magnesio en planta varía según su estado nutricional con valores que oscilan entre el 10-12% de la planta.

El Mg es muy abundante en la corteza terrestre donde presenta un contenido medio próximo a 1,9%. La fracción de magnesio no empleada por la planta de forma directa es la que está asociada a los minerales primarios y gran parte de los secundarios. La conformación física de los suelos afecta al grado de disponibilidad del mismo, así en suelos de textura gruesa situados en zonas de altas pluviometrías este elemento puede perderse en cantidades elevadas, debido a un continuo lavado de bases solubles y por tanto un desplazamiento del Mg del complejo adsorbente por el hidrógeno. Este empobrecimiento puede agravarse al adicionar fertilizantes que no contengan Mg ya que facilita su desplazamiento del coloide por intercambio de otros iones (Navarro y Navarro, 2013).

Estudios realizados en suelos volcánicos (Andosoles) ponen de manifiesto que cambios en el uso de territorio conducen a cambios en la concentración de Mg en el suelo, es decir en páramo el Mg fue de  $2,2 \text{ cmol (+) kg}^{-1}$ , mientras que en uso de pasto fue de  $0,9 \text{ cmol (+) kg}^{-1}$  (Avellaneda y col., 2018), tal y como se puede observar en la Tabla 9.

**Tabla 9.** Concentración promedio de Mg, encontrados en andosoles por distintos autores

<b>Autores</b>	<b>Uso de territorio</b>	<b>Mg cam (cmol (+) kg<sup>-1</sup>)</b>
Avellaneda, y col., (2018)	Pasto	0,9
	Papa	0,8
	Páramo	2,2
Rahman y col., (2008)	Rotación trigo- soya	2,3
	Sin labranza	2,5
Campos y col., (2001)	Bosque natural	2,3
	Pasto	0,4
	papa	0,5

#### 1.4.4.7 Sodio (Na)

El sodio es un elemento absorbido por la planta como Na<sup>+</sup> si bien su contenido puede variar ampliamente dependiendo de la concentración en el suelo. La función específica de este elemento en la planta no se conoce, sin embargo, estudios recientes determinan su posible acción como activador de la enzima Carboxilasa fosfoenolpirúvica que es la primera enzima de carboxilación en la fotosíntesis de las plantas C4, aunque también se acepta que regula ciertos procesos respiratorios y glucolíticos. En el suelo, el sodio procede de minerales silicatados, siendo muy lixiviable y por tanto conducido al mar por los ríos. En regiones áridas (precipitación inferior a 500 mm año<sup>-1</sup>) donde se evapora más agua que la que se capta por la lluvia, las sales solubles y el sodio adsorbible pueden acumularse en cantidades elevadas en los horizontes superficiales e impedir el normal desarrollo de las plantas (Navarro y Navarro, 2013). Los cambios en el uso de territorio en andosoles ocasionan modificaciones de la concentración de Na en el suelo (Avellaneda y col., 2018). Así por ejemplo en ecosistemas de páramo el Na se encuentra en torno a 0,1 cmol (+) kg<sup>-1</sup>, mientras que en los pastizales este valor se eleva hasta 0,2 cmol (+) kg<sup>-1</sup> (Tabla 10).

**Tabla 10.** Concentración promedio de Na, encontrados en andosoles por distintos autores

<b>Autores</b>	<b>Uso de territorio</b>	<b>Na cam (cmol (+) kg<sup>-1</sup>)</b>
Avellaneda y col., (2018)	Pasto	0,2
	Papa	0,3
	Páramo	0,1
Rahman, y col., (2008)	Rotación trigo-soya	7,1
	Sin labranza	4,4
Campos, y col., (2001)	Bosque natural	0,2
	Pasto	0,5
	papa	0,4

#### 1.4.4.8 Aluminio

El aluminio no es un elemento esencial para las plantas si bien su presencia puede generar toxicidad y producir limitaciones en la producción de plantas a pH inferiores a 6,0.

Las plantas que crecen en suelos con altos contenidos de aluminio tienden a acumular este elemento en las raíces, específicamente en el ápice radical, generando un aumento de la división y expansión celular, lo que genera una reducción en la cantidad de raíces y un aumento desmedido del tamaño de las que sobreviven (Demanet 2017). La reducción de masa radical implica menor absorción de nutrientes, y limita la capacidad de absorber suficiente cantidad de agua.

El aluminio es abundante en suelos ácidos de origen volcánico. Con la reducción del pH del suelo se incrementa la solubilidad del Al, ocupando más de la mitad de los sitios de intercambio iónico en el suelo. Esto es particularmente importante en áreas de sistemas intensivos, donde es habitual el uso de fertilizantes nitrogenados de origen amoniacal que para convertirse en nitrato libera hidrógenos al medio y por tanto acidifica el suelo. El predominio del aluminio en el complejo de cambio implica la aparición de deficiencias nutricionales severas relacionadas a las bases (Ca, Mg y K) de cambio y efectos tóxicos causados por los iones  $H^+$ ,  $Al^{3+}$  y  $Mn^{2+}$  (Casierra y Aguilar, 2007). En la tabla 11, se presenta niveles de aluminio en andosoles.

**Tabla 11.** Concentración promedio de Al de cambio, encontrados en andosoles por distintos autores

Autores	Uso de territorio	Al cambio (cmol (+) kg <sup>-1</sup> )
Avellaneda y col., (2018)	Pasto	0,6
	Papa	1,1
Vallea y Carrasco (2018)	Bosque natural	0,95
	pastos	3,50
Campos y col., (2001)	Bosque natural	1,82
	Pasto	2,59
	papa	2,52

#### 1.4.4.9 Micronutrientes y metales pesados

Los micronutrientes son elementos con funciones específicas y esenciales en el metabolismo de las plantas, aunque también pueden ocasionar toxicidad. En consecuencia, el uso apropiado de estos oligoelementos incrementa en forma apreciable la productividad del cultivo. Además, un nivel adecuado de micronutrientes en la planta es esencial para que el nitrógeno (N) y el fósforo (P) aplicados en los fertilizantes sean usados eficientemente por las plantas. Los micronutrientes desempeñan un papel importante en la resistencia de las plantas al estrés abiótico y biótico, particularmente en la resistencia a plagas y enfermedades (IPNI, 2009), entre estos tenemos al Cu, Zn, Mn, Fe.

El contenido total de micronutrientes en el suelo es función del material de partida, del aporte de los mismos en el manejo del territorio y de los procesos edafológicos (White y Zasoski, 1999). Los metales pesados y metaloides en los suelos se derivan del material parental (fuente litogénica) y de varias fuentes antropogénicas, que afecta tanto a los suelos agrícolas como a los urbanos, entre lo que tenemos los depósitos atmosféricos, sedimentos, fertilizantes, fitosanitarios, material tecnogénico, materiales orgánicos, otros contaminantes inorgánicos, residuos de cultivos, erosión de suelo, lixiviación y volatilización (Alloway, 2012).

##### *1.4.4.9.1 Micronutrientes: Fe, Zn, Cu, Mn*

Estos cuatro elementos son esenciales para las plantas al formar parte de los cofactores de enzimas y participar en el metabolismo de las proteínas. Todos ellos intervienen en

el proceso de la fotosíntesis, por ejemplo, el Fe es necesario para la síntesis de la clorofila y también tiene un papel importante en la respiración y en la fijación del nitrógeno, al igual que el Cu, que, junto con el Zn, influye en la permeabilidad de las membranas celulares. Mn y Fe son reguladores de los procesos de oxidación/ reducción, como es el caso de la reducción de nitratos. Además, el Zn estimula la resistencia de las plantas a la sequía, al calor y a enfermedades bacteriológicas y fúngicas (Kabata y Pendias, 1985; Loué, 1988).

Se trata de elementos que se concentran en la superficie (Mortvedt y col., 1983; Kabata y Pendias, 1985; Loué, 1988; El-Demerdashe y col., 1995), donde se encuentran ligados a la materia orgánica, principalmente el Cu (Mortvedt y col., 1983; Andrade y col., 1985; Domínguez-Vivancos, 1985; Kabata y Pendias, 1985; Loué, 1988; Estévez y col., 1998; Quinteiro y col., 1998; Romkens y col., 1999). La cantidad elevada de agua en el suelo puede aumentar las condiciones reductoras por tanto pueden aumentar la asimilabilidad de Mn, Cu y Zn (Davies, 1980; Kabata y Pendias, 1985; Loué, 1988; Mosquera y González, 2004).

A elevadas concentraciones en el suelo estos elementos se denominan metales pesados, al poseer una densidad atómica superior de  $5 \text{ gcm}^{-3}$ . Son indispensables en concentraciones pequeñas para el crecimiento de plantas, sin embargo, llegan a ser tóxicos en altas proporciones. Según Alloway (1995), por sus efectos nocivos, se los conoce como “elementos potencialmente tóxicos”. En la Tabla 12 se indican los intervalos considerados como fitotóxicos en suelos.

**Tabla 12.** Concentraciones fitotóxicas de Cu, Mn, Fe y Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en suelos

Elementos	Concentraciones en suelo
	Fitotóxicas
Cu	60-125
Mn	1500-3000
Fe	-----
Zn	70-400

(Kabata y Pendias, 1985). Jones (1972)

Los valores encontrados frecuentemente de Cu, Mn, Fe y Zn totales en muestras de suelos, según diversos autores, se muestran en la Tabla 13. En los suelos de la provincia del Carchi



los niveles de Cu, se encuentran comprendidos dentro del rango de 3 a 5 mg kg<sup>-1</sup>, siendo este rango para el Zn de 5,5 a 6,3 mg kg<sup>-1</sup>, mientras que para Mn oscila entre 12 y 18 mg kg<sup>-1</sup> y finalmente para Fe entre 0,6% y 0,12% (Balarezo y col., 2017). Estos valores son ligeramente inferiores a aquellos presentados por otros autores (Davis 1980; Kabata y Pendias, 1985) en distintos suelos del mundo lo que se puede asociar al material de partida y a las condiciones edafoclimáticas de la provincia del Carchi.

**Tabla 13.** Concentración de Cu, Mn, Fe y Zn totales en muestras de suelos

Autores	Cu (mg.kg <sup>-1</sup> )	Mn (mg.kg <sup>-1</sup> )	Fe (%)	Zn (mg.kg <sup>-1</sup> )
Davies (1980)	10-80		0,3-5	10-300
Kabata y Pendias (1985)	6-60	200-800	0,5-5	10-105 *
Loué (1988)	10-80			
Barber (1995)	1-50	20-3 000	0,2-10	10-300
Domínguez-Vivancos (1997)	3-100	200-3 000		30-300

\* Valores correspondientes a la Europa templada y húmeda.

Como ya se ha mencionado la disponibilidad de los micronutrientes está condicionada por el uso de territorio es muy importante la concentración química de estos elementos en el suelo. Por cuanto los cultivos presentan mayores contenidos de Cu y Mn que los pastos (gramíneas y leguminosas) según señalan Hopkins y col., (1994); Alloway, (1995); y Babnik y col., (1996). Por otra parte, el Fe presenta valores similares independientemente del uso del territorio (Babnik y col., 1996). La concentración de Zn en el suelo está directamente relacionada con la rotación de cultivos (Babnik y col., 1996), ya que la aplicación desmedida de fertilizantes inorgánicos y productos fitosanitarios son una fuente de estos elementos traza al suelo.

#### *1.4.4.9.2 Otros elementos: Pb, Cr, Ni, Cd*

Se desconoce la función principal del Pb, Cr y Cd en las plantas si las tuvieran, sin embargo, se sabe que el Ni forma parte de la ureasa encargada de hidrolizar la urea y así evitar la acumulación de urea en planta. En elevadas concentraciones estos elementos pueden resultar

tóxicos, al ser considerado como metal pesado. Entre ellos, el Cd es uno de los mayores contaminantes del medio ambiente y afecta a la salud del hombre (Davies, 1980; Mortvedt y col., 1983; Kabata y Pendias, 1985; Alloway, 1990; Fergusson, 1990; Ure y Davidson, 1995). En la Tabla 14, se observan los contenidos de cromo, níquel, cadmio y plomo totales, respectivamente, encontrados en suelos por diversos autores.

**Tabla 14.** Niveles totales de Cr, Ni, Cd y Pb ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) en suelo por distintos autores.

Autores	Cr	Ni	Cd	Pb
Carter (1993)		10-100		
Davies (1980)	$<10^1$			
	$>1.000^2$			
Kabata y Pendias (1985)	1,4-1.389		0,07-0,5-(1,1)	3-189
Fergusson (1990)			0,1-1	1-888
Merckx <i>et al.</i> (1990)			0,1-0,5 <sup>5</sup>	
Alloway (1995)	0,3-10.000	1-100	$<1^3$	$<20^3$

<sup>1</sup> Suelos graníticos no contaminados en Inglaterra; <sup>2</sup> Suelos sobre rocas ultrabásicas no contaminados en Inglaterra; <sup>3</sup> Suelos no contaminados; <sup>4</sup> Datos de Escocia; <sup>5</sup> 70% de suelos agrícolas

La proporción de estos elementos que se encuentran disponibles para las plantas es muy pequeña, al igual que sucede con los microelementos esenciales tratados en el apartado anterior (Quinteiro-Rodríguez, 1994; El-Demerdashe y col., 1995; Smith, 1996; Canet y col., 1998), aunque el Cd presenta una asimilabilidad mucho mayor que el resto de los metales pesados (Fergusson, 1990; Bell y col., 1991; Alloway, 1995), y se vuelve fitotóxico (Tabla 15)

**Tabla 15.** Concentraciones fitotóxicas en suelos de Cr, Ni, Cd, Pb

Elemento	Concentraciones fitotóxicas en suelos ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )
Cr	75-100
Ni	100
Cd	3-8
Pb	100-400

(Kabata y Pendias, 1985).

De forma general, estos elementos se concentran en la superficie del suelo (Davies, 1980; Kabata y Pendias, 1985; Fergusson, 1990; Alloway, 1995; El-Demerdashe y col., 1995; Salomons, 1995; Taylor y col., 1995; Virgel-Mensaka, 2002), principalmente ligados a la materia orgánica, que regula su solubilidad (Kabata y Pendias, 1985; Juste y Soldá, 1988; Häni y col., 1996; Virgel-Mensaka, 2002), sobre todo para el Pb, que es uno de los metales pesados menos móviles (Davies, 1980; Kabata y Pendias, 1985; Estévez y col., 1998; Krebs y col., 1998; Fergusson, 1990; Alloway, 1995; El-Demerdashe y col., 1995; Salomons, 1995; Taylor y col., 1995). Por el contrario, el Cd puede redistribuirse por el perfil del suelo con el agua de infiltración (Davies, 1980; Kabata y Pendias, 1985; Salomons, 1995; Alloway, 1995), de forma que llega a concentrarse cerca de la roca madre, además en los horizontes superficiales, lo que puede ser la causa de los bajos niveles detectados (Fergusson, 1990). En cambio, la movilidad del Cr no aumenta con la precipitación, pero sí con el incremento de humedad del suelo (Smith, 1996; Berti y Jacobs, 1998), que también mejora la disponibilidad del Ni (Alloway, 1995). Otro de los factores que regula la asimilabilidad de estos elementos es el pH del suelo (Kabata y Pendias, 1985). Un incremento en la acidez del sustrato provoca una mejora en la asimilabilidad de Cr y Ni (Andrade y col., 1985; Kabata y Pendias, 1985; Sanders y col., 1986; Fergusson, 1990; Alloway, 1995; Reddy y col., 1995; Salomons, 1995; Häni y col., 1996; Smith, 1996; Juste y Soldá, 1998).

Además de las interacciones entre estos elementos y los micronutrientes que ya se citaron en el apartado anterior, también se han observado efectos antagónicos entre los macroelementos Ca y P sobre Ni, Cd y Pb (Kabata y Pendias, 1985). La presencia de Zn, Cr y Ni también puede inhibir la absorción de Cd (Alloway, 1995), que, en cambio, puede ser estimulada por el Pb (Kabata y Pendias, 1985).

## **1.5 BIODIVERSIDAD MICROBIANA EN LOS SUELOS**

### **1.5.1 Biodiversidad y usos del suelo**

El suelo es un componente esencial del ecosistema natural y del agroecosistema, principalmente por la gran biodiversidad de microorganismos que contiene y que intervienen en su funcionamiento, ya que estos, están involucrados directamente en el ciclo bioquímico de nutrientes, así como en el mantenimiento de las características físicoquímicas del suelo, transformaciones de

carbono, y regulación biológica (Altieri, 1999; Kibblewhite y col., 2008; Chen y col., 2015). Además, son los principales transformadores de la materia orgánica en el suelo, incluyendo la degradación, la mineralización y la humificación (Stevenson, 1982; Khanna y col., 2001), razón por la cual dichos microorganismos desempeñan un papel muy importante en el control de la productividad (Balser y Firestone, 2005), la estabilidad y funcionamiento de los ecosistemas (Tilman y Downing, 1994; Naeem y col., 1997; Naeem y Li, 1997; Symstad y col., 1998).

En los últimos años, los estudios sobre diversidad microbiana en los suelos y concretamente sobre la interacción suelo-planta-microorganismos, se han incrementado notablemente. Es bien conocido que un número considerable de especies de microorganismos (bacterias y hongos) tienen su hábitat en el suelo, especialmente en la rizósfera, y juegan un papel importante en el crecimiento y desarrollo de la planta. Estos microorganismos poseen una relación funcional y constituyen un sistema holístico con las plantas, además son capaces de multiplicarse fácilmente cuando las condiciones ambientales y nutricionales que les proporciona el ecosistema son favorables (Vessey, 2003).

La biodiversidad microbiana en los suelos puede ser muy elevada, lo que contribuye a la estabilidad de los procesos biológicos de formación del suelo (De Deyn y Van der, 2005), y está asociada a una diversidad funcional que representa la suma de los procesos ecológicos llevados a cabo por los organismos de una comunidad (Insama y col., 2017). Además, como los microorganismos del suelo están involucrados en el almacenamiento de carbono como parte de su constituyente principal, cualquier cambio en los procesos que intervienen, tales como ciclo de la materia orgánica, y humificación, podría tener un marcado efecto sobre el ciclo del carbono (Turner y col., 1990; Kirschbaum, 1996) y por tanto sobre el papel del suelo como fuente o sumidero de C.

Estudios realizados (Marcin y col., 2015) indican que la diversidad de cobertura vegetal tiene poco efecto en la capacidad de los microorganismos del suelo para degradar diferentes compuestos orgánicos, sin embargo, afectan a la estructura y diversidad de las comunidades microbianas del suelo (Ladygina y Hedlund, 2010). En este sentido, una alta diversidad de flora vascular puede mejorar la productividad primaria neta, lo que aumenta la entrada de carbono al suelo, debido al uso más eficiente de los nutrientes, y a la rotación más rápida de la biomasa vegetal que produce una mayor exudación radicular, que puede afectar positivamente a la comunidad microbiana (Zak y col., 1994; Bartelt-Ryser y col., 2005). Así, el aumento del número de especies de plantas se

traduce en una mayor productividad de las praderas, generando un incremento y mayor diversidad de la biomasa de los microorganismos descomponedores (Kowalchuk y col., 1997; Bartelt y col., 2005; De Deyn y Van der, 2005). Sin embargo, la relación directa entre las comunidades de plantas y microorganismos del suelo siguen sin estar claras (Porazinska y col., 2003) y no siempre se detecta una relación positiva entre la biodiversidad de plantas vasculares y la microbiana (Wardle, 1999; Kielak y col., 2008).

Los bosques montanos del norte de América del Sur ofrecen una clara oportunidad para evaluar cómo los cambios en el uso de la tierra afectan a las comunidades microbianas, y en consecuencia, a los procesos de producción de los agroecosistemas y de los ecosistemas naturales. No sólo estos bosques y sus arroyos son extremadamente importantes para el suministro de agua de riego, la generación de electricidad y el consumo humano en la mayor parte de la región andina septentrional, sino también es un ecosistema extremadamente diverso y amenazado (Jokisch y Lair, 2002) y uno de los principales centros de biodiversidad del planeta para la conservación (Myers y col., 2000). Estos bosques están experimentando un cambio rápido como resultado de una creciente población humana que posee demandas crecientes de agua y alimentos (Doumenge y col., 1995). La conversión de los bosques en pastos para la cría de ganado es común y el cambio de pastos a cultivos arables son habituales también y probablemente uno de los cambios más destructivos, debido a la modificación total de la vegetación natural y a las menores oportunidades de regeneración o recuperación de su estadio inicial (Molina y col., 2007). Los cambios en el uso del territorio y las complejas interacciones que se dan como consecuencias de esos cambios entre las características físicas, químicas y biológicas del suelo (Morán y Ostrom, 2005), determinan cuál será el uso futuro del territorio, ya sea agrícola o no.

El uso indiscriminado de insumos agrícolas ha alterado significativamente los constituyentes orgánicos y los organismos del suelo, y con ello el equilibrio ecológico, modificando principalmente las actividades metabólicas de las diferentes poblaciones microbianas del agroecosistema. Con el fin de subsanar este problema resulta de gran interés restaurar la microbiota de los suelos mediante estrategias que permitan mejorar su calidad en relación a la productividad agrícola de manera no contaminante (Barea y col., 2003).

La presencia de determinados microorganismos en el suelo es un indicador que permite evaluar el beneficio de los sistemas de laboreo, así como, el mantenimiento de la fertilidad del suelo

(Villarreal y col., 2000). El porcentaje más alto de microorganismos se localiza en suelos con altos contenidos de materia orgánica siendo, la mayoría, bacterias que se agrupan como aerobias, anaerobias y anaerobias facultativas (Hernández y col., 2013).

El daño ocasionado por el uso constante de agroquímicos en la agricultura ha motivado el interés por mejorar el conocimiento y manejo de los cultivos, así como fomentar actividades cooperativas que se establecen en el suelo entre la microbiota y las plantas. Si bien la microfauna afecta al crecimiento de las plantas y las cadenas tróficas del suelo, es mayor el impacto de las asociaciones microbianas que interactúan entre sí, debido a que el suelo es un hábitat complejo donde un gran número de poblaciones microbianas interactúan con los diversos sustratos, estando muchas de estas poblaciones asociadas a las raíces de las plantas en la rizósfera (Reyes y col., 2015) y que dan lugar a la formación de los microagregados rizosféricos ricos en metabolitos microbianos (Barea y col., 2003; Caesar-Ton That y col., 2007).

Las prácticas agrícolas pueden influir en la biodiversidad de los microorganismos solubilizadores o fijadores de nutrientes. Por ejemplo, estudios en plantaciones de maní donde se aplican plaguicidas, muestran una disminución en la cantidad de bacterias fijadoras de nitrógeno (Angelini y col., 2013) y cambios en la estructura de la comunidad bacteriana y los solubilizadores de P (Anzuay y col., 2015). Sin embargo, algunas bacterias solubilizadoras de P son capaces de crecer en suelos con altas concentraciones de plaguicidas (Rajasankar y col., 2013). Por otro lado, se ha constatado que los regímenes de fertilización a largo plazo provocan cambios en la estructura y diversidad de la comunidad bacteriana de los suelos en el norte de China (Ge y col., 2008). En este sentido, las alteraciones en el contenido de P del suelo afectan directa y significativamente a la abundancia y composición taxonómica de bacterias capaces de solubilizar fosfatos minerales (Mander y col., 2012).

En general, los principales taxones (filo) que, según diversos estudios, se encuentran en los suelos son:

- Proteobacteria (Moulin y col., 2001), que engloba un grupo de bacterias de gran interés debido a que poseen ventajas, tanto ecológicas como económicas. A este filo pertenecen los rhizobios, en asociación con las raíces de las leguminosas, forman una estructura altamente especializada llamada nódulo, dentro del cual se lleva a cabo el proceso de Fijación Biológica del Nitrógeno. En el interior de éste, la bacteria encuentra las condiciones fisiológicas adecuadas para poder

reducir el  $N_2$  de la atmósfera; esto beneficia a la planta y aumenta su capacidad para desarrollarse en suelos pobres desde el punto de vista nutricional (Trinchant y col., 2001).

- Firmicutes es otro de los filos que suelen ser más abundantes en suelos, siendo los géneros principales dentro de este taxón *Bacillus* sp. y *Clostridium* sp. Su actividad en suelos se ha relacionado principalmente con procesos de degradación de materia orgánica y compuestos como la celulosa (Desvaux, 2005) y la lignina (De Angelis, 2011), así como solubilizadores de P.
- Planctomycetes también incluye bacterias capaces de oxidar amonio en condiciones anaeróbicas en presencia de nitrito (bacterias anammox) (Francis, 2007).
- Verrucomicrobia la gama ecológica dentro de este grupo parece ser grande, ya que recientemente algunas especies del género *Xiphinematobacter* han sido caracterizadas como endosimbiontes obligados de nemátodos (Vandekerckhove, 2002), además la abundancia de este filo en diferentes ambientes permite definir su potencial como indicador de un gran impacto ecológico (Monteiro, 2014). Otro estudio realizado por Cabello (2018), determinó que este filo está bastante inexplorado a nivel genómico, habiendo encontrado metabolitos de fijación de nitrógeno, fotoheterotrofía mediante la acción de rhodopsinas o contribuciones importantes de estos microbios en la degradación de material recalcitrante y polisacáridos.

### **1.5.2 Microorganismos solubilizadores de nutrientes**

Son un grupo de hongos y bacterias que viven y colonizan la rizosfera o el suelo, y algunos de estos organismos pueden solubilizar fosfato. Las bacterias y hongos solubilizadores de fosfato pueden aislarse de diferentes tipos de suelos y hábitats (Chen y col., 2006). Estos organismos pueden producir sustancias que promueven el crecimiento de las plantas, como hormonas, y a cambio obtener compuestos de carbono, principalmente azúcares y ácidos orgánicos necesarios para el crecimiento de los mismos. Estudios actuales sugieren que la inoculación de cultivos con microorganismos solubilizadores de fosfato (MSP) tienen un alto potencial en reducir las tasas de aplicación de fertilizantes de fosfato de hasta un 50% sin disminuir significativamente el rendimiento del cultivo (Jilani et al., 2007; Yazdani et al., 2009).

Estos microorganismos promueven el desarrollo de las plantas mediante: (i) el suministro de nutrientes (como la fijación de nitrógeno atmosférico y bacterias solubilizadoras de fosfato y



potasio); (ii) la estimulación de la producción de hormonas vegetales; (iii) el control de las actividades de patógenos de plantas y (iv) la mejora de la estructura del suelo (Bloemberg y Lugtenberg, 2001; Bhattacharyya y Jha, 2012).

La elevada fijación o inmovilización de determinados nutrientes en los suelos, debido a los valores de pH que presentan éstos, hace necesaria la aplicación de enmiendas orgánicas y/o químicas con el fin de suministrar los nutrientes necesarios demandados por el cultivo (Arcila y col., 2007), paralelamente la aplicación de microorganismos (hongos) que forman micorriza arbusculares pueden mejorar la absorción de determinados nutrientes con el fin de obtener una producción óptima (Rodríguez y col., 1999; Cardoso y Kuypers, 2006; Herrera-Peraza y col., 2011). La mayoría de los hongos del suelo están formados por filamentos microscópicos hifales o micelio denominados hongos microscópicos filamentosos (HMF), y que poseen una capacidad saprófita por lo que también son conocidos como micromicetos saprófitos filamentosos. Participan en los mecanismos de regulación edáfica mediante la descomposición de los residuos vegetales y animales, el reciclaje de nutrientes y la descontaminación de suelos, entre otros procesos (Dighton, 2003). Dentro de este grupo de hongos es común encontrar hongos solubilizadores de nutrientes (HSN), que mediante acción enzimática específica liberan los nutrientes (fosfatos) capturados en la fracción mineral y los hacen disponibles para las plantas.

Los microorganismos rizosféricos, modifican directa e indirectamente a las propiedades biológicas y químicas del suelo, mediante la exudación de compuestos solubles, almacenamiento y liberación de nutrientes, la movilización y la mineralización de los mismos, la descomposición de la materia orgánica y la solubilización de K (Rajawat y col., 2012; Verma y col., 2012; Zeng y col., 2012; Abhilash y col., 2013; Archana y col., 2013; Parmar y Sindhu, 2013), la solubilización de fosfato, la fijación de nitrógeno, nitrificación, desnitrificación, y la reducción de azufre (Khan y col., 2007; Diep y Hieu, 2013).

#### 1.5.2.1 Microorganismos solubilizadores de Fósforo

En los ecosistemas naturales, los microorganismos que se encuentran en el suelo son los responsables de solubilizar distintas formas de P, para que estén disponibles para las plantas, en este sentido una alternativa a la fertilización con fosfatos sería la utilización de estos microorganismos. Varios autores (Bhagyaraj y Verma, 1995; Rodríguez y Fraga, 1999; Bobadilla



y Rincón (2008); Li y col., 2015; Mendes y col., 2015), sostienen que los ácidos orgánicos (oxálico, cítrico, láctico, succínico, etc.) procedentes de la descomposición microbiana de la materia orgánica, ejercen su actividad en compuestos insolubles de fosfato inorgánico como el fosfato tricálcico (FTC), fosfato dicálcico, hidroxiapatita y roca fosfórica. La cantidad y tipo de ácidos orgánicos depende de los diferentes grupos de microorganismos. Los ácidos orgánicos permiten que haya solubilización debido a que su presencia cambia los valores de pH. Los ácidos orgánicos forman complejos solubles con iones de metales como el calcio (quelatos), aluminio y hierro que están asociados al P insoluble, haciendo que este quede en forma disponible, disminuyendo la adsorción.

Los estados de oxidación del fósforo van desde el -3 (fosfina) hasta el +5 (ortofosfato). Los microorganismos pueden realizar estas transformaciones cuando al utilizar el fosfito lo transforman en fosfatos en el interior de la célula. Por medio de este proceso se induce la solubilización del fósforo al reaccionar con los iones del suelo (Hyland y Dewing, 2005).

Las Bacterias Solubilizadoras de Fósforo pueden convertir el P orgánico en  $\text{H}_2\text{PO}_4$  ó  $\text{HPO}_4$ . El P orgánico puede ser mineralizado como subproducto de la descomposición de la materia orgánica, o a través de la acción de enzimas específicas que son reguladas por la demanda de este elemento (Picone y Zamuner, 2002).

En el suelo, la presencia de una alta concentración de P orgánico, el cual no puede ser asimilado por las plantas, brinda la posibilidad a la producción de diferentes enzimas de las bacterias solubilizadoras de fósforo, pertenecientes al grupo de las fosfatasas. Estas enzimas están involucradas en la mineralización del fósforo, y al parecer están reguladas por la expresión de varios genes según Bobadilla y Rincón (2008), pudiéndose sintetizar, tanto por las raíces de las plantas como por algunos géneros de bacterias y hongos con propiedades de producir fosfatasas ácidas y alcalinas. En gran medida la mineralización del P orgánico ha sido atribuida a las micorrizas, pero es común encontrar microorganismos con capacidad de descomponer materia orgánica, que también tienen la capacidad de producir fosfatasas. La importancia de las enzimas producidas por estos organismos en la mineralización de compuestos orgánicos de P es de gran relevancia ecológica (Bobadilla y Rincón, 2008).

La excreción de estos ácidos orgánicos da lugar a la acidificación del ambiente edáfico circundante y la liberación de P a partir de complejos minerales insolubles (Rodríguez y Fraga,

1999; Scervino y col., 2010). Otros estudios indican la quelación de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Al}^{3+}$  por los ácidos orgánicos forma complejos estables en suelos, liberando cationes con fosfatos (Montenegro y Zapata, 2002). Los ácidos orgánicos excretados por microorganismos solubilizadores de fosfato incluyen acético, butírico, cítrico, fumárico, glucónico, láctico, málico, oxálico, propiónico, y succínico (Chen y col., 2006; Farhat y col., 2009; Scervino y col., 2010).

Según Puente y col., (2004), el principal mecanismo de solubilización del fosfato mineral por los microorganismos se asocia con la liberación de ácidos orgánicos de peso molecular bajo, principalmente gluconato y 2-cetogluconato.

#### 1.5.2.2. Biofertilizantes

En los suelos de uso agrícola se suele aportar nutrientes inorgánicos como fertilizantes químicos para mejorar la producción de cultivos. Sin embargo, el uso repetido de fertilizantes deteriora la calidad del suelo (Tewari y col., 2004). Por lo tanto, el escenario actual de mejora de la fertilidad edáfica se está desplazando hacia una agricultura más sostenible, considerando principalmente la aplicación de microorganismos solubilizantes de fosfato y potasio lo que produce un aumento en la fertilidad del suelo debido a su capacidad de convertir el nutriente insoluble en soluble (Omar, 1998; Narula y col., 2000; Whitelaw, 2000), lo que provoca un aumento de la absorción de los nutrientes. El aporte de este tipo de biofertilizantes da lugar a un mayor crecimiento y rendimiento de diversos cultivos (Bajpai y Sundara, 1971; Gaur y col., 1980; Alagawadi y Gaur, 1988).

Se han realizado numerosos estudios para determinar el efecto de microorganismos solubilizadores de P (Goenadi y col., 2000; Chen y col., 2006; Linu y col., 2009; Behera y col., 2013; Onyia y col., 2013; Tapan y col., 2015) como biofertilizantes con el fin de sustituir los insumos de fósforo tradicionales para mejorar la calidad del medio ambiente en los agroecosistemas (Fraenberger y col., 1988; Barea y col., 2003; Andreote y col., 2004; Barac y col., 2004).

El interés mundial en el uso de agentes biológicos como biofertilizantes, tales como microorganismos solubilizadores de P, está aumentando debido a que ofrecen mejoras significativas para el crecimiento y desarrollo del cultivo, ya que simultáneamente proporcionan nuevas oportunidades para la mejora biológica del suelo a la vez que se produce una mejora del

medio ambiente al evitar los impactos vinculados con el uso excesivo de fertilizantes de fosfatados (Vassilev y col., 2003). Además, es importante mencionar que los costes de los fertilizantes químicos de tipo fosfóricos se incrementarán con el tiempo a medida que las materias primas para elaborarlos sean extraídas con mayor dificultad, es decir se iniciará con el agotamiento de las minas de reserva. Una evidencia es que los depósitos sedimentarios existentes de la producción de Roca Fosfórica que comprenden el 80%, de las existentes actuales, que llegarán a su pico máximo en el 2030 y después del cual los recursos se declinarán y agotarán, según International Plant Nutrition Institute (IPNI, 2009). En el caso del P esto es altamente relevante debido al agotamiento de las minas de este fertilizante hacia el año 2050.

Las bacterias solubilizadoras de fosfato pueden desempeñar un papel importante en la nutrición de las plantas, y sobre todo en el aumento de las formas disponibles de fósforo (Rodríguez y col., 2006). La aplicación de bacterias solubilizadoras de fosfato aumenta la fertilidad del suelo debido a su capacidad para convertir P insoluble en P soluble mediante liberación de ácidos orgánicos, quelación e intercambio iónico (Omar, 1998; Narula y col., 2000; Whitelaw, 2000). El efecto positivo de los microorganismos solubilizadores de P en cultivos alimentarios y forrajeros también se ha reportado (Dey y col., 2004; Mittal y col., 2008; Gulati y col., 2009).

Se ha demostrado una contribución directa de la adición de bacterias y hongos solubilizadores de P al mayor crecimiento en plantas de avena, centeno, mostaza y nabo. Estudios más recientes informan de un aumento en el rendimiento de cultivos en respuesta a la inoculación con microorganismos del suelo como biofertilizantes, asociados con la mejora de la nutrición de las plantas como consecuencia de la biodisponibilidad del fosfato para el cultivo, con cientos de hongos y bacterias aisladas e identificadas y que están implicadas en la solubilización de P (Rodríguez y Fraga, 1999; Khan y col., 2016).

Aunque existe evidencia significativa in vitro del aumento de la disolución de P inorgánico por comunidades microbianas, el funcionamiento in situ de microorganismos solubilizadores de fósforo han sido contradictorios (Khan y col., 2016). También, muy pocos inoculantes han sido probados en ensayos de campo para determinar la eficiencia agrícola en el aumento de rendimiento de los cultivos. Por lo tanto, son necesarios más ensayos de campo para corroborar la eficacia de la solubilización de los inoculantes-P como biofertilizantes en una amplia variedad de suelos y condiciones ambientales.

## 2. OBJETIVOS

El objetivo general de la presente tesis doctoral es caracterizar las propiedades físicas, químicas y biológicas, así como la biodiversidad microbiana y el almacenamiento de carbono en suelos con distintos usos de la provincia del Carchi (Forestal, plantación de eucalipto, distintas rotaciones de cultivo: papa-pasto, solo papa y otros cultivos entre los que se intercala la papa y leguminosas en todos ellos), además de evaluar el efecto fertilizante de la aplicación de biofertilizantes con los microorganismos aislados en estos suelos cultivados con maíz, frijol y papa en experiencias de ambiente controlado.

**Los objetivos específicos de la presente tesis doctoral son:**

- Analizar las características físicas y químicas de los suelos vinculados a diferentes usos de territorio en tres localidades.
- Estudiar la relación entre el almacenamiento de carbono, total y fraccionado, y los tipos de usos del suelo en tres localidades.
- Determinar la diversidad de bacterias y hongos en los diferentes usos de territorio a través de análisis de metagenómica.
- Evaluar la relación entre la biodiversidad microbiana de los suelos con diferentes usos, y las características físicas y químicas de estos suelos.
- Aislar, cuantificar e identificar, mediante técnicas de biología molecular, microorganismos solubilizadores de fósforo en los suelos muestreados.
- Estudiar el efecto de la inoculación de microorganismos solubilizadores de P sobre el crecimiento de las plantas de maíz, frijol y papa en condiciones de invernadero.

### 3. CONCLUSIONES

- La textura del suelo forestal es más gruesa que la de rotación de cultivos debido al efecto que sobre la estructura del suelo desarrollan las raíces de los árboles que favorecen el movimiento vertical de las partículas más finas que sumado al movimiento superficial de las partículas como consecuencia de la pendiente reduce el nivel de partículas finas en las zonas de mayor pendiente generalmente forestales.
- El pH de los suelos evaluados es ácido y no hay un efecto global del uso del suelo en zonas poco antropizadas sobre el pH debido al dominio de los factores climáticos de elevadas precipitaciones y movimiento de partículas vinculadas a las elevadas pendientes.
- Los resultados muestran claramente que el grado de antropización traducido en un empleo de técnicas de mecanización, fertilización y número de años durante los que se han aplicado estas técnicas es importante a la hora de secuestrar carbono; aunque la diferencia en el grado de antropización entre localidades no pareció afectar al uso de terreno forestal natural ya que, como es de esperar, no se ha producido actividad antrópica en este uso.
- El nivel de carbono en el suelo depende de la interrelación que se establece entre los distintos tipos de uso de suelo y el grado de antropización de las diferentes localidades. El suelo forestal presenta unos menores niveles de carbono secuestrado cuando se encuentra ubicado en las zonas más altas debido al movimiento de partículas que se establece hacia las zonas en las que se ubica el uso agrícola. El suelo de pasto que presenta unos niveles de carbono más elevado en comparación con el del suelo forestal. El fraccionamiento de carbono es estable en las áreas con escaso grado de antropización encontrándose diferencias de tal modo que se reduce el carbono asociado a las partículas de tamaño intermedio que, a

la larga, pueden disminuir las partículas en las fracciones más pequeñas, reduciendo por tanto la capacidad de secuestro de carbono a largo plazo.

- El contenido de nitrógeno en el suelo se vio negativamente afectado por el grado de antropización y por aquellos usos que provocan emisiones de carbono al ambiente (mecanización, fertilización) pero también se ve afectado por la dinámica del movimiento de partículas en zonas de montaña con elevada pendiente.
- La relación C/N fue notablemente más elevada en todas las fracciones en las zonas de menor grado de antropización (Montufar) lo que permite una adecuada tasa de mineralización que se ve elevada en algunas localidades cuando las partículas asociadas al territorio evaluado se vinculan a procedencias de material de tipo leñoso.
- La Capacidad de Intercambio Catiónica mostró ser mayor en aquellas localidades con mayor proporción de partículas de tamaño arena fina y muy fina y de limo+arcilla, al igual que en los suelos con pasto que eran los que mostraban un mayor contenido en materia orgánica. Los porcentajes de saturación de bases en relación al complejo de intercambio catiónico efectivo resultaron estar dominados por el calcio, magnesio, aluminio y sodio en ese orden, si bien se encontró un claro efecto de las prácticas agrícolas como es el caso del encalado en los usos de papa en las zonas más antropizadas que elevan los niveles de calcio reduciendo los niveles de los demás elementos.
- Los valores de fósforo más elevado se presentan en los usos con mayor grado de antropización pasto, papa y rotación de cultivos con leguminosas, así como las diferencias en los contenidos en bases de cambio en los usos del territorio estudiados se relacionan con las diferentes prácticas agrícolas y las condiciones climáticas. Se evidencia que la localidad con mayor grado de antropización (Espejo) presenta valores más elevados de Zn, Cu y Ni principalmente en el uso de Papa. La acción antrópica tiene un claro efecto sobre el contenido de estos elementos en los suelos estudiados pese a que las condiciones edafoclimáticas favorecen su lixiviación.

- Los Filos de bacterias con mayor abundancia en los suelos estudiados de la provincia del Carchi son las Proteobacterias, Acidobacterias, Bacteroidetes y Chloroflexi. La variación en el contenido en carbono orgánico, relacionado con el grado de antropización, entre las localidades influye en el porcentaje de abundancia de Filos (Proteobacteria y Acidobacteria) en determinados usos. Las Actinobacterias es el Filo más abundante en el uso de Eucalipto probablemente por la presencia de compuestos específicos presentes en las hojas de los eucaliptos o por el contenido en determinados nutrientes en suelo, que le permite un mejor desarrollo. La antropización en relación a usos y localidades tiene un claro efecto sobre la diversidad a nivel de Filo.
- El número de géneros específicos en la localidad más antropizada es menor respecto a la de menor grado de antropización, así como hay menor número de géneros compartidos entre la zona con mayor (Espejo) y menor (Montúfar) intensidad la actividad humana que entre Huaca y Montúfar o Espejo y Huaca. El efecto del mayor grado de antropización ligado al uso del suelo, Eucalipto y rotación en la localidad de Montufar, conduce una pérdida de diversidad de géneros. Determinadas propiedades químicas (MO, C, C/N, N, Alcam, Nacam) de los suelos del área de estudio se asociaron con la abundancia relativa de determinados géneros bacterianos (*Candidatus Solibacter*), así como determinados usos se asociaron con la abundancia de géneros específicos.
- Los géneros bacterianos con mayor porcentaje de abundancia relativa en los suelos estudiados en la provincia del Carchi son: *Rhodomicrobium*, *Candidatus Solibacter*, *Flavobacterium*, *Afipia*, *Edaphobacter*, *Acidobacterium* y *Clostridium*. El efecto del mayor grado de antropización en la zona de estudio ligado principalmente al uso del suelo determina la mayor o menor presencia de determinados géneros bacterianos así, *Flavobacterium* es uno de los géneros más abundante en la localidad menos antropizada Montufar (1,14%), mientras que en la localidad más antropizada Espejo (0,53%).



- Los Filos de hongos más representativos del área de estudios son *Ascomycota*, *Zygomycota* y *Basidiomycota*, al considerar el efecto del mayor grado de antropización ligado al uso de territorio podemos concluir que el Filo *Ascomycota* al presentar el doble de abundancia relativa en el uso forestal (menos antropizado) en relación a los otros usos de territorio podría constituirse como un indicador de calidad de suelos.
- Los géneros fúngicos más representativos del área de estudio son *Mortirella*, *Solicoccozyma*, *Clavaria*, *Mycotypha*, *Neobulgaria*, *Scutellinia*, los cual al considerar el grado de antropización en base a los usos de territorio podemos establecer que los géneros *Clavaria*, *Mycotypha* presenta más abundancia relativa en usos menos antropizados como es el uso forestal en relación a los usos más antropizados principalmente papa.
- La influencia del grado de antropización de las localidades de estudio queda reflejada en la mayor cantidad de bacterias y hongos presentes en Montúfar frente al resto de localidades, lo que nos indica la influencia de la acción humana a través de la gestión agrícola en la alteración del agroecosistema. Además, en relación al uso, hay un claro efecto del eucalipto con menor UFC frente a los otros usos.
- En el área de estudio se aislaron 9 cepas con alta eficiencia en la solubilización (122 -214%) de fosfatos identificándose *Pseudomonas protegens*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas lurida* (SR324, SR322, SR321), *Enterobacter sp.* (SPT312, SPT313), *Pseudomonas sp* (SP512, SN521, SN11). En los hongos se aislaron 4 cepas, e identificaron *Aspergillus Níger* (SN5, SPT1, SP3, SP1) con alta eficiencia de solubilización (175-187%).
- La inoculación con *Pseudomonas lurida* (SR322) en maíz, con *Pseudomonas fluorescens* (SN112), *Pseudomonas protegens* (SR324) y *Pseudomonas lurida* (SR322) en plantas de frijol; y en plantas de papa la inoculación con las cepas *Pseudomonas fluorescens* (SN112) *Pseudomonas protegens* (SR324) incrementaron la biomasa aérea de estas plantas con respecto al control siendo de similar magnitud al tratamiento con fertilizantes. En el caso de los hongos en plantas de maíz, frejol y papa *Aspergillus niger* (SP1 y SP32) incrementa



la biomasa aérea y radicular en más del 20% en comparación con el control. Las cepas identificadas presentan gran potencial para su uso como biofertilizantes con el fin de disminuir el uso de fertilizantes en la región de Carchi.

En resumen, podemos decir que el efecto de la antropización derivado de las prácticas agropecuarias en la provincia de Carchi tiene un efecto evidente sobre el almacenamiento de carbono, las propiedades físicas y químicas, y la diversidad microbiana en los suelos. Una posible alternativa al uso excesivo de fertilizantes, que conducen a la degradación del suelo, es la aplicación de microorganismos solubilizadores de nutrientes que contribuirían como prácticas agrícolas más sostenibles al desarrollo de la industria biotecnológica para la fabricación de biofertilizantes en Ecuador.



## 4. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

Abdulaha-Al Baquy, M. y Li, J., Jiang, J., Mehmood, K., Shi, R., y Xu, R. (2018). Critical pH and exchangeable Al of four acidic soils derived from different parent materials for maize crops. *Journal of Soils and Sediments*. 18: 1490-1499.

Abera, g., Wolde-Meskel, 2013 Soil Properties, and Soil Organic Carbon Stocks of Tropical Andosol under Different Land Uses. *Open Journal of Soil Science*, 2013, 3, 153-162 <http://dx.doi.org/10.4236/ojss.2013.33018>

Abd-Elfattah y Wada. (1981). *Chemistry of variable Charge soils*. Oxford University Press ISBN 0-19509745-9

Abhilash, P., Dubey, R., Tripathi, V., Srivastava, P., Verma, J., y Singh, H. (2013). Remediation and management of POPs-contaminated soils in a warming climate: challenges and perspectives. *Environ Sci Pollut Res*, <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-1808-5>.

Acevedo, E., Galindo-Castañeda, T., Prada, F., Navia, M., y Romero, H. (2014). Phosphate-solubilizing microorganisms associated with the rhizosphere of oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) in Colombia. *Appl. Soil Ecol.* 80: 26–33.

Acevedo, E. y Martínez, E., (2003). Sistema de labranza y productividad de los suelos, en Acevedo, E.: *Sustentabilidad en Cultivos Anuales*. Santiago, Universidad de Chile, *Serie Ciencias Agronómicas*. 8: 13-25.

Adhya, T., Kumar, N., Reddy, G., Podile, A., Bee, H., y Samantaray, B., (2015). Microbial mobilization of soil phosphorus and sustainable P management in agricultural soils. *Curr. Sci.* 108:1280-1287.

Agbodjato, N., Noumavo, O., Adjanohoun, A., Dagbenonbakin, G., Atta, M., Falcon, A., Blanca, M., Pons, D., y Baba-Moussa, L. (2015). Response of Maize (*Zea Mays* L.) Crop To Biofertilization With Plant Growth Promoting Rhizobacteria And Chitosan Under Field Conditions. 3.(6): 566-574.

Aguilera, J., Motavalli, P., Valdivia, C., y Gonzales, M. (2013). Impacts of Cultivation and Fallow Length on Soil Carbon and Nitrogen Availability in the Bolivian Andean Highland Region. *Mountain Research and Development*. 33.(4): 391-403.

Agustí-Brisach y Armengol. (2013). Black-foot disease of grapevine: an update on taxonomy, epidemiology and management strategies. *Phytopathologia Mediterranea*. 52, 2, 245–26

Alagawadi, A., y Gaur, A. (1988). Associative effect of Rhizobium and Phosphate solubilizing bacteria on the yield and nutrient uptake of chickpea. *Plant Soil*. 105: 241- 246.

Alam (2017). Methane oxidation by an extremely acidophilic bacterium of the phylum Verrucomicrobia. *Nature*. Vol 450. 6

Albuja, L. y P. Mena, (1987). Distribución y Notas Ecológicas de *Proechimys semispinosus* (Rodentia: Echimyidae), en el Noroccidente Ecuatoriano. *Politécnica* 12 (4) *Biología* 1: 145-162.

Allison M. Veach<sup>1,2</sup> & C. Elizabeth Stokes<sup>3,4</sup> & Jennifer Knoepf<sup>5</sup> & Ari Jumpponen<sup>1</sup> & Richard Baird<sup>4</sup>. (2018). Fungal Communities and Functional Guilds Shift Along an Elevational Gradient in the Southern Appalachian Mountains. *Microbial Ecology* (2018) 76:156–168 <https://doi.org/10.1007/s00248-017-1116-6>

Alem, S. y Pavlis, J. (2014). Conversion of grazing land into *Grevillea robusta* plantation and enclosure: impacts on soil nutrients and soil organic carbon. *Environ Monit Assess*. 86: 4331–4341.

Aliye, N., Fininsa, C., y Hiskias, Y. (2008). Evaluation of rhizosphere bacterial antagonists for their potential to bioprotect potato (*Solanum tuberosum*) against bacterial wilt (*Ralstonia solanacearum*). *Biological Control*, 47(3), 282-288.

Alloway, B. (1995) Heavy metals in soils. Eds John Wiley And Sons, Inc. New York. 368pp.

Almarinoa, J., Jeena, G., Wunderc, J., Langena, G., Alga Zuccaroa, George Coupland y Bucher, M. (2017). Root-associated fungal microbiota of nonmycorrhizal *Arabis alpina* and its contribution to plant phosphorus nutrition. *PNAS Direct Submission*. E9403–E9412.

Altieri, M. (1999). Agroecología, bases científicas para una agricultura sustentable. Montevideo: Nordan-Comunidad. 338 p.

Amtmann, A., Troufflard, S., y Armengaud, P. (2008). The effect of potassium nutrition on pest and disease resistance in plants. *Physiol Plant*. 133: 682-691.

Amthor (1998). Perspective on the relative insignificance of increasing atmospheric CO<sub>2</sub> concentration to crop yield *Field Crops Research*. Volume 58, Issue 2, 4 August 1998, Pages 109-127

Andrade Couce, M. L., A. Mateos Beato y F. Guitián Ojea. (1985). *An. de Edaf. y Agrobiol.* 44(7-8), 1123-1139

Andrades, M. y Martínez (2014). Fertilidad del suelo y parámetros que la definen. Agricultura y alimentación 3ª edición. Universidad de la Rioja.

- Andreote, F., Gullo, M., De Souza Lima, A., Junior, W., Azevedo, J., y Araujo, W. (2004). Impact of genetically modified *Enterobacter cloacae* on indigenous endophytic community of *Citrus sinensis* seedlings. *Journal. Microbiol.* 42: 169-173.
- Andreote F.D., Gumiére T., Durrer A. 2014. Exploring interactions of plant microbiomes. *Scientia Agrícola* 71: 528-539
- Anderson, T. y Weigel, H. (2003). On the current debate about soil biodiversity. *Landbauforschung Volkenrode*. 4: 53 p.
- Angelini, J., Ghio, S., Taurian, T., Ibañez, F., Tonelli, M., Valetti, L., Anzuay, M., Ludueña, L., Muñoz, V., Fabra, A. (2013). The effects of pesticides on bacterial nitrogen fixers in peanut-growing area. *Arch. Microbiol.* 195: 683–692.
- Angulo, V., Sanfuentes E., Rodríguez, F., Sossa, K. (2014). Characterization of growth-promoting rhizobacteria in *Eucalyptus nitens* seedlings. *Revista Argentina de Microbiología*. 46. 4 : 338-347
- Anzuay, M., Frola, O., Angelini, J., Ludueña, L., Ibañez, F., Fabra, A., Taurian, T. (2015). Effect of pesticides application on peanut (*Arachis hypogaea* L.) associated phosphate solubilizing soil bacteria. *Applied Soil Ecology*. 95: 31–37.
- Apps, M., Kurz, W., Luxmoore, R., Nilsson, L., Sedjo, R., Schmidt, R., Simpson, L., y Vinson, T. (1993). Boreal Forests and Tundra. In: Wisniewski, J. y R.N. Sampson (Eds). *Terrestrial Biospheric Carbon Fluxes: Quantification and Sources of CO<sub>2</sub>*. *Kluwer Academic Publishers*. Holanda: 39-53.
- Aravena, C., Valentin, C., Diez, C., De La Luz Mora, Gallardo, F. (2007). Aplicación de lodos de planta de tratamiento de celulosa: Efecto en algunas propiedades físicas y químicas de suelos volcánicos. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal Versión On-Line* Issn 0718-2791 R.C. Suelo Nutr. Veg. 7 (1).
- Arcila, J., Farfán, A., Moreno, L., Salazar, Hincapié, E. (2007). *Sistemas de producción de café en Colombia*. 1 ed. Federación Nacional de Cafeteros de Colombia - Cenicafe, Chinchiná, COL: 40-70
- Archana, D., Nandish, M., Savalagi, V., y Alagawadi, A. (2012). Screening of potassium solubilizing bacteria (KSB) for plant growth promotional activity. *Bioinfolet* 9. (4): 627-630.
- Archana, D., Nandish, M., Savalagi, V., Alagawadi, A. (2013). Characterization of potassium solubilizing bacteria (KSB) from rhizosphere soil. *Bioinfolet*. 10: 248–57.
- Armengaud, P., Breitling, R., Amtmann, R. (2010). Coronatine-intensive 1 (COII) mediates transcriptional responses of *Arabidopsis thaliana* to external potassium supply. *Mol Plant*, 3. (2): 390-405.

Arenz, B., Bradeen, J., Otto-Hanson, L., Kinkel, L. (2012). Two grass species fail to display differing species-specific effects on soil bacterial community structures after one season of greenhouse growth. *Plant Soil*. 385: 241–254.

Arnalds, O., y Stahr, K. (2004). Volcanic resources: occurrence, development and properties *Catena*. 56: 1-264.

Aspiras R., y De la Cruz (1986). Potential biological control of bacteria wilt in tomato and potato with *Bacillus polymyxa* 89-92 the South pacific ACGIAR. Canberra

Ashish S, Deepti S, Shankhdha, S. (2016). Potassium-Solubilizing Microorganisms: Mechanism and Their Role in Potassium Solubilization and Uptake: 203 - 215

Atlas, R. y Bartha, R. (2002). Microbial ecology: fundamentals and applications. 3rd ed. Benjamin/Cummings Publishing Company, Menlo Park, CA. 563 p.

Avellaneda L., León, T., Torres, E. (2018). Impact of potato cultivation and cattle farming on physicochemical parameters and enzymatic activities of Neotropical high Andean Páramo ecosystem soils. *Science of the Total Environment*. 631–632: 600–1610.

Babnik, D.; Znidarsic-Pongrac; V.; Verbic, J.; Verbic, J. (1996). The effect of fertilization on the concentration of mineral elements in grasses, forbs and legumes from the permanent karst grassland. *Grassland Science in Europe*, 1, 373-376.

Baeza, M., Barahona, S., Alcaíno, J., y Cifuentes, V. (2017). Amplicon-Metagenomic Analysis of Fungi from Antarctic Terrestrial Habitats. *Frontiers in Microbiology*. 8. 2235 p.

Bahra, E., Chamba, D., Makeshin, F. (2014). Soil nutrient stock dynamics and land-use management of annuals, perennials and pastures after slash-and-burn in the Southern Ecuadorian Andes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 188: 275-288.

Bahulikar R, Torres-Jerez I, Worley E. (2014). Diversity of nitrogenfixing bacteria associated with switchgrass in the native tallgrass prairie of northern Oklahoma. *Appl Environ Microb*: 80:5636–43.

Bagyara, D., Sharma, M., y Maiti, D. (2015). Phosphorus nutrition of crops through arbuscular mycorrhizal fungi, *Current Science*. 108: 1288-1293.

Baldock, J. Smernikb R. (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry* 33 (2002) 1093–1109.

Bakhshandeh, E., Rahimian, H., Pirdashti, H., y Nematzadeh, G. (2015). Evaluation of phosphate-solubilizing bacteria on the growth and grain yield of rice (*Oryza sativa* L.) cropped in northern Iran. *Journal Appl. Microbiol*. 119. 1371-1382.

- Balser, T., Firestone, M. (2005). Linking microbial community composition and soil processes in a California annual grassland and mixed-conifer forest. *Biogeochemistry*. 73: 395–415.
- Balarezo, L., García, J., Noval-Artiles, E., Benavides, H., Mora, S., Vargas-Hernández. (2017). Mineral content in soil and pasture in bovine dairy herds of the Andean region of Ecuador. Universidad Central “Marta Abreu” de las Villas <http://cagricola.uclv.edu.cu> ISSN papel: 0253-5785 ISSN on line: 2072-2001
- Bajpai, P., y Sundara Rao, W. (1971). Phosphate solubilizing bacteria Part-III: Soil inoculation with phosphorus solubilizing bacteria. *Soil. Science. Plant Nutr.* 17: 46-52.
- Barac, T., Taghavi, S., Borremans, B., Provoost, A., Oeyen, L., Colpaert, J., Vangronsveld, J., y Van der Lelie, D. (2004). Engineered endophytic bacteria improve phytoremediation of water-soluble, volatile, organic pollutants. *Nat. Biotechnol.* 22: 583-588.
- Barea, J., Ruiz-Lozano, M. (2003). Antioxidant activities in mycorrhizal soybean plants under drought stress and their possible relationship to the process of nodule senescence, *New Phytology*, 157: 135–143.
- Barbaro, L., Karlanian, M., Mata, D. (2005). Importancia del pH y la conductividad electrica en los sustratos para plantas INTA.
- Barber, R., Rodríguez, M., Shaw, G. y Van Huystee, R. (1995). Structural influence of calcium on the heme cavity of cationic peanut peroxidase as determined by <sup>1</sup>H-NMR spectroscopy. *Eur. J. Biochem.* 232, 825-833
- Barea J. (2003). Las micorrizas arbusculares componente clave en la productividad y estabilidad de agroecosistemas. Departamento de Microbiología del Suelo y Sistemas Simbióticos, Estación Experimental del Zaidín, Granada, España. pp. 50.
- Baris, O., Sahin, F., Turan, M., Orhan, F., y Gulluce, M., (2014). Use of plant-growth-promoting rhizobacteria (PGPR) seed inoculation as alternative fertilizer inputs in wheat and barley production. *Commun Soil Science Plant Anual.* 45.(2): 457–2467.
- Barraza, F., Maurice, L., Uzu, G., Becerra, S., Lopez, F. (2018). Distribution, contents and health risk assessment of metal(loid)s in small-scale farms in the Ecuadorian Amazon: An insight into impacts of oil activities. *Science of the Total Environment* 622–623 (2018) 106–120
- Bartelt-Ryser, J., Joshi, J., Schmid, B., TeriBalse, H. (2005). Soil feedbacks of plant diversity on soil microbial communities and subsequent plant growth. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics.* 7. (1) : 27-49.



Basak, B., Biswas, D. (2009). Influence of potassium solubilizing microorganism (*Bacillus mucilaginosus*) and waste mica on potassium uptake dynamics by sudan grass (*Sorghum vulgare* Pers.) grown under two Alfisols. 317. (1-2): 235–255.

Bhattacharyya, P., Jha, D. (2012). Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR): emergence in agriculture World Journal Microbiol Biotechnol. 28: 327–1350.

Bhagyaraj, D., Verma, A. (1995). Interaction between arbuscular mycorrhizal fungi and plants: their importance in sustainable agriculture in arid and semiarid topics. In: Jones JG (ed) *Advances in microbial ecology*. Academic Press, London: 119–142.

Blanco-Canqui, H., Lal, R. (2008). Principles of Soil Conservation and Management. Springer Verlag. Germany. 620 p

Blagodatskaya, E., Blagodatsky, S., Dorodnikov, M., Kuzyakov, Y. (2010). Elevated atmospheric CO<sub>2</sub> increases microbial growth rates in soil: results of three CO<sub>2</sub> enrichment experiments. *Global Change Biology*. 16: 836–848.

Bauer, A., y Black, A. (1994). Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. Soil Science Society of America, 58: 185–193.

Baver, L. y Gardner, H., (1972) Física de suelos Ed.L Wiley and sonsInc., N.York

Behbahani, M. (2010). Investigation of biological behavior and colonization ability of Iranian indigenous phosphate solubilizing bacteria. *Sci. Hortic*. 124: 393–399.

Behera, B., Singdevsachan, S., Mishra, R., Dutta, S., Thato, I. (2013). Diversity, mechanism and biotechnology of phosphate solubilizing microorganism in mangrove A review: 1-14.

Berkelmann, Dirk, D., Schneider, A., Meryandini, and Rolf, D. (2020). Unravelling the effects of tropical land use conversion on the soil microbiome. *Environmental Microbiome* 5:5 <https://doi.org/10.1186/s40793-020-0353-3>.

Belimov, A., Safronova, D., Shaposhnikov, A., Azarova, T., Makarova, N., Davies, W., y Tikhonovich Y. (2015). Rhizobacteria that produce auxins and contain 1-amino-cyclopropane-1-carboxylic acid deaminase decrease amino acid concentrations in the rhizosphere and improve growth and yield of well-watered and water-limited potato (*Solanum tuberosum*). *Annals of Applied Biology*. 167: 11-25.

Bensidhoum, L., Nabti, E., Tabli, N., Kupferschmied, P., Weiss, A., Rothballer, M., Schmid, M., Keel, C., Hartmann, A. (2016). Heavy metal tolerant *Pseudomonas protegens* isolates from Agricultural well water in northeastern Algeria with plant growth promoting, insecticidal and antifungal activities. *European Journal of Soil Biology*. 75: 38-46.

- Berlanas, C., López-Manzanares, B., Gramaje D. (2017). Estimation of viable propagules of black-foot disease pathogens in grapevine cultivated soils and their relation to production systems and soil properties. *Plant and Soil*: 417. 1–2, pp 467–479
- Berthrong, Sean T.; Buckely, Daniel H.; and Drinkwater, Laurie E., (2013) "Agricultural Management and Labile Carbon Additions Affect Soil Microbial Community Structure and Interact with Carbon and Nitrogen Cycling" *Soil Microbiology* / (2013): 158-170. Available at [https://digitalcommons.butler.edu/facsch\\_papers/872](https://digitalcommons.butler.edu/facsch_papers/872)
- Berthrong, S., Schadt, C. Piñeiro, G y Jackson R. (2009). Afforestation alters the composition of functional genes in soil and biogeochemical processes in South American grasslands. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 6240-6248. Doi: 10.1128/AEM.01126-09.
- Beygi, M., Jalali, M. (2018). Background levels of some trace elements in calcareous soils of the Hamedan Province, Iran. *Catena*. 162: 303-316.
- Bezdicek, D., Papendick, R., y Lal, R. (1996). Importance of soil quality to health and sustainable land management. In: *Methods for Assessing Soil Quality*, J. W. Doran and A. J. Jones (Editors). *Soil Science Society of America*, Madinson, Wisconsin: 1-8.
- Bobadilla, H., y Rincón, S. (2008). Aislamiento y evaluación de bacterias fosfato solubilizadoras a partir de compost obtenido de residuos plaza. Trabajo de grado. pp. 97.
- Bloemberg, G., Lugtenberg, B. (2001). Molecular basis of plant growth promotion and biocontrol by rhizobacteria. *Current Opinion in Plant Biology*. 4: 343–350.
- Bommarco, R.; Marini, L.; Vaissière, B. E. 2012. Insect pollination enhances seed yield, quality, and market value in oilseed rape. (en línea). *Oecología*. 169(4):1025-1032. Consultado oct. 2017. Disponible en <http://www.scielo.cl/pdf/chiljar/v70n2/AT14.pdf>
- Borie, B., Aguilera, P., Peirano, M., Caiozzi., M. (1995). "Pool" lábil de carbono en suelos volcánicos chilenos. *Agricultura Técnica (Chile)*. 55: 262-266.
- Boruah, H., Rabha, B., Saikia, N., y Kumar, B. (2002). Fluorescent *Pseudomonas* influences palisade mesophyll development and spatial root development in *Phaseolus vulgaris*. *Plant and Soil*. 256: 291-301.
- Bosecker, K. (1997). Bioremediation: metal solubilization by microorganisms. *Microbiology Reviews* 20: 591-604.
- Bourgeois, E., Dequiedt, S., Lelievre, L., Oort, F., Lamy, I., Anjard., L., Maron, P. (2015). Miscanthus bioenergy crop stimulates nutrient-cycler bacteria and fungi in wastewater-contaminated agricultural soil. *Environ Chem Lett.* 13: 503–511.
- Brady, N. (1990). The nature and properties of soils. McMillan Publishing Company. New York, USA. 621 p.



Brain J. Alloway. (2012). Heavy metals in soils 3ra edition. Soil Research Centre, Department of Geography and Environmental Science, School of Human and Environmental Sciences, University of Reading, Whiteknights, Reading, UK. Springer

Bronick, C., y Lal., L. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124: 3–22.

Bristow, C.R., y Hoffstetter, R., (1977). *Lexique Stratigraphique International*, vol. V. Amérique Latine, Fasc. 5 a 2: Ecuador. Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). París, 410 p.

Brown, S., Hall, Ch., Knabe, W., Raich, J., Trexler, M., y Woomer, P. (1993). Tropical forest: their past, present and potential future role in the terrestrial carbon budget. *Water, Air and Soil Pollution*. 70: 71-94.

Buée, M., De Boer, W., Martin, F., Overbeek L. y Luckovich, E. (2009). The rhizosphere zoo: An overview of plant-associated communities of microorganisms, including phages, bacteria, archaea, and fungi, and of some of their structuring factors. *Plant Soil* (2009) 321:189–212 DOI 10.1007/s11104-009-9991-3

Bull C.T., Duffy B., Voisard C., Defago G., Keel C. y Haas D. (2001) Characterization of spontaneous *gacS* and *gacA* regulatory mutants of *Pseudomonas fluorescens* biocontrol strain CHAO. *Antonie Van Leeuwenhoek*. 79: 327-336.

Buller, L., Bergier, I., Ortega, E., Moraes, A., Bayma-Silva, G., Zanetti, M. (2014). Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for integrated crop-livestock systems: Case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil. 137: 206-2019.

Burke, R., Molina, M., Cox, J., Osher, L., Piccolo, M. (2003). Stable carbon isotope ratio and composition of microbial fatty acids in tropical soils. *Journal Environ Qual*. 32. (1): 198–206.

Buol, W., F. Hole, R.J. MacCracken. 1980. Soil genesis and classification, 2d ed. The Iowa State University Press, Ames, Iowa.

Büttner, R., Dellino, P., y Zinranowski, B. (1999). Identifying magma – water interaction from the surface features of ash particles. *Nature*. 401 (67): 688-690.

Buytaert, W., Deckers, J., Dercon, G., De Bieavre, B., Poesen, J., Govers, J. (2002). Impact of land use changes on the hydrological properties of volcanic ash soils in South Ecuador. *Soil Use and Management*. 18: 94-100.

Caesar-Ton That, T., Caesar, A., Gaskin, J., Sainju, U., y Busscher, W. (2007). Taxonomic diversity of predominant cultivable bacteria associated with microaggregates from two different agroecosystems their ability to aggregate soil in vitro. *Appl. Soil Ecol*. 36. (1): 10-21.

Calderón-Vázquez, C., Ruairidh, J., Sawers, Herrera-Estrella, L. (2011). Phosphate Deprivation in Maize: Genetics and Genomics. *Plant Physiology*. 156: 1067–1077.

Calderoli, P., Collavino, M., Behrends, F., Kraemer, H., Morrás, J., Aguilar, M. (2016). Analysis of nifH-RNA reveals phylotypes related to Geobacter and Cyanobacteria as important functional components of the N<sub>2</sub>-fixing community depending on depth and agricultural use of soil. *Microbiology Open*. 3: 502 p.

Calvache, 2015. Memorias XIV Congreso El Suelo y La Matriz Productiva. UTE.

Calvo de Anta, R.; Macías, F.; Riveiro, A. (1992). Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña. Imprenta de la Diputación Provincial. La Coruña. 87 pp

Calvo De A. y Macías F. (1993). Rôle des processus pédogénétiques dans le maintien de la qualité des eaux superficielles en zones tempérées humides. Exemple des sols acides sur roches granitiques et schisteuses de la Galice (NW-Espagne). C. R. Acad. Sci. Paris, t 316, Serie II, 799-805.

Calvo, P., Nelson, L., Kloepper, J. (2014). Agricultural uses of plant biostimulants. *Plant Soil*. 383: 3–41.

Campos C., A., K. Oleschko, L. Cruz H., J. D. Etchevers B. y C. Hidalgo M. 2001. Estimación de alófono y su relación con otros parámetros químicos en Andisoles de montaña del volcán Cofre de Perote. *Terra* 19: 105–116

Canbolat, M., Barik, K., Ramazan, C., Akmac, I., y Ahin, F. (2006). Effects of mineral and biofertilizers on barley growth on compacted soil. *Soil and Plant Science*. 56: 324-332.

Carbonetto, B., Rascovan, N., Alvarez, R., Mentaberry, A., Vazquez, M. (2014). Structure, Composition and Metagenomic Profile of Soil Microbiomes Associated to Agricultural Land Use and Tillage Systems in Argentine Pampas. *Plos One*. 9: 6 p.

Cardoso, I., Kuyper, T. (2006). Mycorrhizas and tropical soil fertility Agriculture, Ecosystems and Environment 116: 72–84.

Carter, M. (2002). Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. Journal*. 94: 38-47.

Carvalho, 2017. Educación ambiental y formación ecológica. Cortez. ISBN: 978-85.249-2612-9

Carney, K., Matson, P. (2006). The influence of tropical plant diversity and composition on soil microbial communities. *Microb Ecol*. 52. (2): 226–238.

Casanellas, (1986). Técnicas y experimentos en edafología. 2. ed. Barcelona (España). Romanyá/Valls. 1986. 282 p.

Casierra, F. y Aguilar, O. (2007). Stress for aluminum in plants: reactions in the soil, symptoms in plants and amelioration possibilities. *Revista colombiana de ciencias hortícolas* - vol. 1 - no.2 - pp. 246-257, 2007

Castañeda, L., y Barbosa, O. (2017). Metagenomic analysis exploring taxonomic and functional diversity of soil microbial communities in Chilean vineyards and surrounding native forests. *Peer Journal*: 3098.

Castanheira, N., Dourado, AC., Kruz, S., Alves P., Delgado-Rodríguez AI, Pais I, Semedo J, Scotti-Campos P, Sánchez C, Borges N, Carvalho G, Barreto-Crespo MT, Fareleira P. (2016). Plant growth-promoting Burkholderia species isolated from annual ryegrass in Portuguese soils. *Journal of Applied Microbiology* 120, 724–739. doi:10.1111/jam.13025

Castillo, C., Huenchuleo, M., Michaud, A., Solano, J. (2016). Mycorrhizae in a potato crop added Twin-N biofertilizer in an Andosol of the Araucanía Region. *Idesia (Arica)*. 34. (1): 39-45.

Castro, H. y Muneva, O. 2013. Chemical improvement of acidic soils through the use of combined liming materials. *Rev. U.D.CA Act. & Div. Cient.* 16(2): 409-416

Chadwick, O., Gavenda, R., Kelly, E., Ziegler, K., Olson, C., Elliott, W., y Hendricks, D. (2003). "The impact of climate on the biogeochemical functioning of volcanic soils". *Chemical Geology*. 202: 195-223.

Chacon-Vintimilla, Gagnon, G., Pare, D. (2003) Impacto de la deforestación, pastizales, plantaciones de Eucalipto y Pino en suelos de bosque montano alto, en la Sierra Sur del Ecuador. *Revista de Investigaciones de la Universidad del Azuay*, No. 11.

Chaiharn, M., Wasu -aree, Sujada, N., y Lumyong, S. (2018) Characterization of Phosphate Solubilizing *Streptomyces* as a Biofertilizer Chiang Mai J. Sci. 2018; 45(2): 701-716

Changa, J., Zhub, J., Xub, L., Sud, H., Gaob, Y., Caie, X., Penge, T., Wenb, X., Zhanga, J., He, J. (2018). Rational land-use types in the karst regions of China: Insights from soil organic matter composition and stability. *Catena*. 160: 345-353.

Chen, X., Wong, J., Mo, W., Man, Y., Wang-Wai, N. y Wong, M. (2015). Ecological Performance of the Restored South East New Territories (SENT) Landfill in Hong Kon. *Land Degrad. Dev.* 1: 1-13, doi:10.1002/ldr.2366.

Chen, Y., Rekha, P., Arun, A., Shen, F., Lai, W., Young, C. (2006). Phosphate solubilizing bacteria from subtropical soil and their tricalcium phosphate solubilizing abilities. *Appl Soil Ecol.* 34: 33–41.

Choi, O., Kim, J., Kim, J., Jeong, Y., Moon, J., Park, Ch., Hwang, I. (2008). Pyrroloquinoline Quinone Is a Plant Growth Promotion Factor Produced by *Pseudomonas fluorescens* B161. *Plant Physiology*. 146: 657-668.

Chun-Chao Chuang, Yu-Lin K., Chen-Ching C., Wei-Liang C. (2007). Solubilization of inorganic phosphates and plant growth promotion by *Aspergillus niger*. *Biol Fertil Soils* (2007) 43:575–584 DOI 10.1007/s00374-006-0140-3

Cleveland, C., Townsend, A., Schmidt, S., Constance, B. (2003). Soil microbial dynamics and biogeochemistry in tropical forests and pastures, southwestern Costa Rica. *Ecol. Appl.* 13: 314–326.

Cluzeau D., Guernion M., Chaussod, R. Martin-Laurent, F., Villenave C., Cortet, J., Ruiz-Camacho N., Pernin C., Mateille, T. Philippot, L., Bellido A, Rougé, L., Arrouays, D. Bispo, A., Pérès, G. (2012). Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology* 49 (2012) 63e72

Collavino, M., y Sansberro, P., y Mroginski, L., y Aguilar, M. (2010). Comparison of in vitro solubilization activity of diverse phosphate-solubilizing bacteria native to acid soil and their ability to promote *Phaseolus vulgaris* growth. *Biol Fertil Soils*. 46: 727-738.

Comisión Europea (2013). Comunicación De La Comisión Al Parlamento Europeo, Al Consejo, Al Comité Económico Y Social Europeo Y Al Comité De Las Regiones Comunicación Consultiva Sobre El Uso Sostenible Del Fósforo

Coppus, R., Imeson, A., Sevink, J. (2003). Identification, distribution and characteristics of erosion sensitive areas in three different Central Andean ecosystems. *Catena* 51: 315-328.

Cordero, J., Renato de Freitas, and James J. Germida (2019) Bacterial microbiome associated with the rhizosphere and root interior of crops in Saskatchewan, Canada. *Microbiol.* 66: 71–85 (2020) dx.doi.org/10.1139/cjm-2019-0330

Cortes, L., Bravo, I., Realpe, J., Martin, F., y Menjivar, J. (2016). Extracción secuencial de metales pesados en dos suelos contaminados (Andosol y Vertisol) enmendados con ácidos húmicos. *Acta Agron.* 65 (3): 232-238.

Crews, T., Kitayama, K., Fownes, J., Riley, R., Herbert, D., Mueller-Dombois, D., Vitousek, P. (1995). Changes in soil phosphorus fractions and ecosystem dynamics across a long chronosequence in Hawaii. *Ecology*. 76: 1407-1424.

Cruz, J., Delfin, E., Fernando, L., Paterno, E., y Sutare, A. (2012). Growth and Survival in Soil and Effectiveness of Plant Growth Promoting Bacteria in Lettuce (*Lactuca sativa* L.) Grown in Varying Soil Types. *Philippine Journal of Crop Science* (PJCS). 37. (2): 65-74.

Da Costa, E., De Lima, W., Oliveira-Longatti, S., de Souza F. (2015). Phosphate-solubilising bacteria enhance *Oryza sativa* growth and nutrient accumulation in an oxisol fertilized with rock phosphate. *Ecological Engineering*. 83: 380–385.

Dahlgren, R., Shoji, S., y Nanzyo, M. (1993). Ammonium-potassium and ammonium-calcium exchange equilibria in bulk and rhizosphere soil. In: Volcanic Ash Soils. Genesis, Properties, and Utilization. S. Shoji, M. Nanzyo, y R. Dahlgren (eds). Elsevier, Ámsterdam, pp. 101-143.

Dania, I., Ghulam, M., Khalid, S., Muhammad, S., Niaz, A., Sajid, M. (2016). Interactive effects of phosphorus and *Pseudomonas putida* on chickpea (*Cicer arietinum L.*) growth, nutrient uptake, antioxidant enzymes and organic acids exudation. *Plant Physiology and Biochemistry*. 108: 304-312.

Danon, M., Franke-Whittle, Insam, H., Chen Y., Hadar, Y. (2008) Molecular analysis of bacterial community succession during prolonged compost curing. *Microbiol Ecol* 65 (2008) 133–144

Davies EB (1980) Applied Soil Trace Elements. John Wiley & Sons. Nueva York, EEUU. 482 pp.

Davidson, E., Segura, B., Steele, T., y Hendrix, D. (1995). Microorganisms influence the composition of honeydew produced by the silverleaf whitefly, *Bemisia argentifolii*. *Journal. Insect Physiol.* 40: 1069-1076.

Dhaliwal, J., Kukal, S., Sharma, S. (2018). Soil organic carbon stock in relation to aggregate size and stability under tree-based cropping systems in Typic Ustochrepts. *Agroforest Syst.* 92: 275-284.

DeAngelis, (2011). Conceito de nutrientes ão tradicionais. A Importancia dos alimentos vegetais na protecao da saude. Belo Horizonte: 75-79

De Bolle, S., Gebremikael, M., Maervoet, V., De Neve, S. (2013). Performance of phosphate-solubilizing bacteria in soil under high phosphorus conditions. *Biol. Fertil. Soils*. 49: 705–714.

Castro, E., Sánchez-Espinosa, J., Barrera-Cárdenas, F., Tenjo-Morales, A., Espitia-Barrera, J. (2019). Efecto De La Renovación De Praderas Con Gramíneas Y Leguminosas Sobre La Concentración De Microorganismos Funcionales En Suelos Ácidos. ISSN 0562-5351

De Deyn, G., Wim, H. Van der Putten. (2005). Linking aboveground and belowground diversity. *Trends in Ecology and Evolution*. 20.(11).

Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F., Eldridge D., Bowker, M., Jeffries, T., and Brajesh K. Singh. (2018). Biocrust-forming mosses mitigate the impact of aridity on soil microbial communities in drylands: observational evidence from three continents. *New Phytologist* 220: 824–835. [www.newphytologist.com](http://www.newphytologist.com).

- De Deyn, G.B., Van der Putten, W.H. (2005). Linking aboveground and belowground diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 20:625-633.
- Desvaux, M. (2005). *Clostridium cellulolyticum*: model organism of mesophilic cellulolytic clostridia. *FEMS Microbiology Reviews* 29 (2005) 741–764
- Dey, R., Pal, K., Bhatt, D., Chauhan, S. (2004). Growth promotion and yield enhancement of peanut (*Arachishypogaea* L.) by application of plant growth promoting rhizobacteria. *Microbiol. Res.* 159: 371–394 10.1016/j.micres.2004.08.004
- Dighton, J. (2003). Nutrient Cycling by Saprotrophic Fungi in Terrestrial Habitats. *Environmental and Microbial Relationships*: 287-300.
- Dixon, R., Brown, S., Houghton, R., Solomon, M., Trexler, M., y Wisniewski, J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. 263: 185-190.
- Domínguez-Vivancos, A. (1997). Tratado de fertilización. Mundi Prensa. Madrid. ISBN: 84-7114-622-3
- Dorioz, J. M.; Robert, M.; Chenu, C. (1993). The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma*, Amsterdam, v. 56, n. 1/4, p. 179-194.
- Doumenge, C., Gilmour, D., Ruíz, M., y Blockhus., J. (1995). Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. 24-37. In: L. S. Hamilton, J.O Juvik y F.N., Scatena, eds. *Tropical Montane Cloud Forests*. Springer-Verlag, Nueva York. 407 p.
- Drigo, B., Pijl, A., Duyts, H. (2010). Shifting carbon flow from roots into associated microbial communities in response to elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 107: 10938–10942.
- Dukes, J., Chiariello, N., Cleland, E. (2005). Responses of grassland production to single and multiple global environmental changes, *Plos Biology*, 3: 1829-1837.
- Duncan, D., Jewell, K., Suen, G., Jackson, R. (2016). Detection of short-term cropping system-induced changes to soil bacterial communities differs among four molecular characterization methods. *Soil Biology y Biochemistry*. 96: 160-168.
- Durán, A., Morrás, H., Studdert, G., Xiaobing, L. (2011). Distribution, Properties, Land Use and Management of Mollisols in South America. *Chin. Geogra. Science*. 21.(5): 511–530.
- Egamberdieva, D., Kamilova, F., Validov, L., Kucharova, Z., Lugtenberg, B., (2008). High incidence of plant growth stimulating bacteria associated with the rhizosphere of wheat grown on salinated soil in Uzbekistan. *Environ Microbial* 10: 1–9.



Etchevers, B. (1999). Indicadores de calidad de suelos. En: Conservación y restauración de suelos. (Eds. C.H. Siebe *et al.*). Universidad Nacional Autónoma de México y Programa Universitario del Medio Ambiente. México, D.F. 239 p.

Etchevers, J, Prat, C., Balbontín, C., Bravo, M., Martínez, M. (2006). Influence of land use on carbon sequestration and erosion in Mexico, a review 1. *Agronomy for Sustainable Development*. 26: 21-28.

Euzeby, J. (2008), Genus *Streptomyces* list of Prokaryotic names with Standing in nomenclature <http://www.bacterio.cict.fr/s/Streptomyces.html>.

Evans, (1993); Photosynthetic Acclimation and Nitrogen Partitioning Within a Lucerne Canopy. II. Stability Through Time and Comparison With a Theoretical Optimum. *Australian Journal of Plant Physiology* 20(1) 69 - 82

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), (2001) Soil carbon sequestration for improved land management. <http://www.fao.org/3/a-bl001e.pdf>.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), (2009). Guía para descripción de suelos. Cuarta edición <http://www.fao.org/3/a-a0541s.pdf>.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), (2014). Smallholders data portrait (disponible en <http://www.fao.org/economic/esa/esaactivities/esa-smallholders/dataportrait/en/>).

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura). (2014). Emisiones de gases de efecto invernadero de la agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra America Latina y el Caribe. Obtenido de <http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/es/c/238841/>

Farhat, M., Farhat, A., Bejar, W., Kammoun, R., Bouchaala, K., Fourati, A., Antoun, H., Bejar, S., Chouayekh, H. (2009). Characterization of the mineral phosphate solubilizing activity of *Serratia marcescens* CTM 50650 isolated from the phosphate mine of Gafsa. *Arch Microbiol*. 191: 815–824.

Farooq U., Bano, A. (2013). Screening of indigenous bacteria from rhizosphere of maize (*zea mays* L.) for their plant growth promotion ability and antagonism against fungal and bacterial pathogens. *The Journal of Animal & Plant Sciences*, 23(6): 2013, Page: 1642-1652 ISSN: 1018-7081

Ferreiro-Domínguez, A., Rigueiro-Rodríguez, K., Rial-Lovera, R., Romero-Franco, M. Mosquera-Losada (2016). Effect of grazing on carbon sequestration and tree growth that is developed in a silvopastoral system under wild cherry (*Prunus avium* L.). *Catena* 142 (2016) 11–20

- Fernández, L., Agaras, B., Zalba, P., Wall, L., Valverde, C. (2012). Pseudomonas s isolates with high phosphate-mobilizing potential and root colonization properties from agricultural bulk soils under no-till management. *Biol Fertil Soils*. 48: 763-773.
- Fernández, L., Zalba, P., Gómez, M., y Sagardoy, M. (2007). Phosphate-solubilization activity of bacterial strains in soil and their effect on soybean growth under greenhouse conditions. *Biology and Fertility of Soils*. 43: 805-809.
- Fisher, M., Rao, I., Ayarza, M., Lascano, C., Sanz, J., Thomas, R., Vera, R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American Savannas. *Nature*. 371: 236-238.
- Fitriyanti, D., Mubarik, N., y Tjahjoleksono, A. (2016). Characterization and Identification of Phosphate Solubilizing Bacteria Isolate PC 3.7 from Limestone Mining Region. *Earth and Environmental Science*. 58: 1-8.
- Follett, R. (2001). Soil management concepts and carbon sequestration cropland soils. *Soil & Tillage Research*. 61: 77-92.
- Flores, C., Fernández, J., Gobbi, J., y Bernardis, A. (2012) Carbon stock in soil and roots of a grassland and a sward under grazing. *Rev. Fitotec. Mex.* Vol. 35 (1): 79 - 86, 2012
- Francis, C., Beman, J., Kuypers, M., (2007). New processes and players in the nitrogen cycle: the microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation. *The ISME Journal* (2007) 1, 19–27
- French, K., Tkacz, A., Turnbull, L. (2017). Conversion of grassland to arable decreases microbial diversity and alters community composition. *Applied Soil Ecology*. 110: 43-52.
- Fuentes-Yagüe, J. (1995). El suelo y los fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario. Ed. Mundi-Prensa.
- Garbeva, P., Van Veen, J. y Van Elsas, J. (2004). Microbial diversity in soil: Selection of microbial populations by plant and soil type and implications for disease suppressiveness. *Annual Review Phytopathology* 42: 243-270
- García, C., Moreno, J., Hernández, T., Polo, A. (2002). Metales pesados y su implicación en la calidad del suelo, *Ciencias y medio ambiente*: 33-47.
- Garcia-Pausas, J., Paterson, E. (2011). Microbial community abundance and structure are determinants of soil organic matter mineralisation in the presence of labile carbon. *Soil Biology and Biochemistry*. 43: 1705-1715. 10.1016/j.soilbio.2011.04.016.
- Garima, G., y Nath, J. (2015). Screening of potential PGPR candidates as future biofertilizers-A strategic approach from lab to field. *Research Journal of Biotechnology*. 10 (11).
- Gates, D. (1965). Energy exchange in the biosphere. New York, USA. *Harper & Row*, p.151



Gaur, A., Ostwal, K., y Mathur, R. (1980). Save super phosphate by using phosphate solubilizing cultures and role of phosphate. *Kheti*. 32: 23-25.

Ge, Y., Zhang, J., Zhang, L., Yang, M., He, J. (2008). Long-term fertilization regimes affect bacterial community structure and diversity of an agricultural soil in northern China. *Journal. Soils Sediments*. 8: 43-50.

Gerba P., y Smith, J. (2005). Sources of Pathogenic Microorganisms and Their Fate during Land Application of Wastes Published in J. Environ. Qual. 34:42–48.

Gharib, F., Moussa, L., y Massou, O. (2008). Effect of Compost and Bio-fertilizers on Growth, Yield and Essential Oil of Sweet Marjoram (*Majorana hortensis*) Plant D. International Journal Of Agriculture & Biology Issn Print: 1560–8530; ISSN Online: 1814–9596.

Ghyselincka, J., Velivelli, S., Heylena, K., O’Herlihy, E., Francod, J., Rojase, M., De Vosa, P., Doyle, B. (2013). Bioprospecting in potato fields in the Central Andean Highlands: Screening of rhizobacteria for plant growth-promoting properties. *Systematic and Applied Microbiology*. 36: 116-127.

Goenadi, D., Siswanto, Y., Sugiarto, Y. (2000). Bioactivation of Poorly Soluble Phosphate Rocks with a Phosphorus-Solubilizing Fungus. *Soil Science Society of America Journal Abstract - Division S-3-Soil Biology & Biochemistry*. 64. (3): 927-932.

Goldstein, A. (1995). Recent progress in understanding the molecular genetics and biochemistry of calcium phosphate solubilisation by Gram-negative bacteria. *Biological Agriculture and Horticulture*. 12: 185- 193.

González-Rodríguez, H., R. G. Ramírez-Lozano, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza, M. Cotera-Correa, A. Carrillo-Parra, and J. J. Marroquín-Castillo. (2013). Producción de hojarasca y retorno de nutrientes vía foliar en un matorral desértico micrófilo en el noreste de México. *Rev. Chapingo Cien. For. Amb*. 19: 249-262.

Gottel, N., Castro, H., Kerley, M., Yang, Z., Pelletier, D., Podar, M., Karpinets, T., Uberbacher, E., Tuskan, G., Vilgalys, R., Doktycz, M., Schadt, C. (2011). Distinct microbial communities within the endosphere and rhizosphere of populus deltoides roots across contrasting soil types. *Applied and Environmental Microbiology* 77, 5934e5944.

Gourmelon, V., Maggia, L., Powell, J., Gigante, S., Hortal, S., Gueunier, C., Letellier, K., Carriconde, F. (2016). Environmental and Geographical Factors Structure Soil Microbial Diversity in New Caledonian Ultramafic Substrates: A Metagenomic Approach. *Journal*. 1-25.

Gracia, C., Vayreda, S., Sabaté, J., Ibáñez, J. (2004). Main components of the aboveground biomass expansion factors. Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona. CREAM, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals. Barcelona, Spain.

Gray, J. y Smith, D. (2005), Intracellular and extracellular PGPR: commonalities and distinctions in the plant–bacterium signaling processes. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 37, Issue 3, March 2005, Pages 395-412

Gianfreda I., y Rao, M. (2011); *Stabilizing Enzymes as Synthetic Complexes*. Soil Science Society of America, 5585 Guilford Road, Madison, WI 53711-5801, USA

Grijalva, J., Ramos, R., Arévalo, V., Barrera, P., Guerra, J. (2013). Alternativas de intensificación, adaptación y mitigación a cambios climáticos. Los sistemas silvopastoriles en la subcuenca del río Quijos, Amazonía ecuatoriana. Publicación miscelánea INIAP No 144. Quito. 68 p.

Guan, X., Wang, J., Zhao, H., Wang, J., Luo, X., Liu, F. y Zhao, F. (2013). Soil bacterial communities shaped by geochemical factors and land use in a less-explored area, Tibetan Plateau. *BMC Genomics*. 14: 820 p.

Guerrero, A. (1996). *El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos*. Ediciones Mundi-Prensa, Bilbao, España. 206p.

Guiñazú, L., Andrés, J., Del Papa, M., Pistorio, M., Rosas, S. (2010). Response of alfalfa (*Medicago sativa* L.) to single and mixed inoculation with phosphate-solubilizing bacteria and *Sinorhizobium meliloti*. *Biol. Fertil. Soils*. 46: 185–190.

Gundala, P., Chinthala, P., Sreenivasulu, B. (2013). A new facultative alkaliphilic, potassium solubilizing, *Bacillus* s SVUNM9 isolated from mica cores of Nellore district, Andhra Pradesh, India. *Journal Microbiol Biotechnol*. 2.(1): 1–7.

Guitián, F., Carballas, T. (1976): *Técnicas de análisis de suelos*. Ed. Pico Sacro. Santiago de Compostela. España.

Gulati, A., Vyas, P., Rahi, P., Kasana, Ch. (2009). Plant Growth-Promoting and Rhizosphere-Competent *Acinetobacter rhizosphaerae* Strain BIHB 723 from the Cold Deserts of the Himalayas. *Curr Microbiol*. 58: 371–377.

Gyaneshwar, P., Kumar, N., Pareka, L., y Podle, P. (2002). Role of soil microorganisms in improving P nutrition of plants. *Plant and Saturación de bases en suelos*. *Soil*. 245.(1): 83–93.

Haas D. y Defago, D. (2005). Biological control of soil-borne pathogens by fluorescent pseudomonads. *Nature Reviews Microbiology* | AOP, published online 10 March 2005; doi:10.1038/nrmicro1129.

Haile, G., Nair, P., y Nair V. (2008). *Environmental Qual*, 27 (5): 1789.

Hamer, U., Potthast, K. and Makeschin, F. (2009) Urea fertilisation affected soil organic matter dynamics and microbial community structure in pasture soils of Southern Ecuador. *Applied Soil Ecology*, 43, 226-233. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.08.001>

Han, Hyo-Shim, Supanjani, S., y Lee, K. (2006). Effect of coinoculation with phosphate and potassium solubilizing bacteria on mineral uptake and growth of pepper and cucumber. In: *Plant Soil Environ.* 2, (3). 130–136.

Hanif, M., Hameed, S., Imran, A., Naqqash, T., Shahid, M., VanElsas, J. (2015). Isolation and characterization of a  $\beta$ -propeller gene containing phosphobacterium *Bacillus subtilis* strain KPS-11 for growth promotion of potato (*Solanum tuberosum* L.). *Front. Microbiol.* 6: 583 p. doi:10.3389/fmicb.2015.00583.

Hariprasad, P., Niranjana, S. (2009). Isolation and characterization of phosphate solubilizing rhizobacteria to improve plant health of tomato. *Plant Soil*. 316: 13–24.

Hassan, W., Bashir, S., Hanif, S., Sher, A., Sattar, A., Wasaya, A., Atif, H., y Hussain, M. (2017). phosphorus solubilizing bacteria and growth and productivity of mung bean (*Vigna Radiata*). 49. (3): 331-336.

Havlin, J. (1999). Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. Prentice Hall. New Jersey, USA. 499.190 p.

Haycho, H., Assen, M., y Nicolau, M. (2015). Impact of land cover changes and topography on soil quality in the Kasso catchment, Bale Mountains of southeastern Ethiopia. *Singapore Journal of Tropical Geography*. 36: 357–375.

He, J., Xu, Z., Hughes, J. (2006). Molecular bacterial diversity of a forest soil under residue management regimes in subtropical Australia. *FEMS Microbiol. Ecol.* 55: 38–47.

Hernández, B., Pérez, M., Roja, M. (2013). Aislamiento de *Bacillus* solubilizadores de fosfatos asociados al cultivo del arroz. *Agronomía Mesoamericana*. 24.(2): 357-364. ISSN: 1021-7444.

Herrera-Peraza, R., Hamel, Ch., Fernández, F., Ferrer, R., Furrázola, E. (2011). Soil–strain compatibility: the key to effective use of arbuscular mycorrhizal inoculants. 21. (3): 183–193.

Ho, A., Ijaz, U., Janssens, T., Ru, T., Kim, S., De Boer, W., Termorshuizen, A., Van Der, W., y Bodelier, P. (2017). Effects of bio-based residue amendments on greenhouse gas emission from agricultural soil are stronger than effects of soil type with different microbial community composition. *Global Change Bioenergy*. 9: 1707-1720.

Hockaday, W. C., C. A. Masiello, J. T. Randerson, R. J. Smernik, J. A. Baldock, O. A. Chadwick, and J. W. Harden (2009). Measurement of soil carbon oxidation state and oxidative ratio by  $^{13}\text{C}$  nuclear magnetic resonance, *J. Geophys. Res.*, 114, G02014, doi:10.1029/2008JG000803.

Hofstede, G., Arrindell, W., Best, D., de Mooij, M., Hoppe, M., Van de Vliert, E., Van Rossum, J., Verweij, J., Vunderink, M., y Williams, J. (1998). Masculinity and Femininity: The taboo dimension of national cultures. Thousand Oaks, CA: Sage.

Holford, I. (1997). Soil phosphorus its measurement and its uptake by plants. *Australian Journal of Soil Research*. 35: 227–239.

Hong-yuan. Shen LIU, Li-mei ZHAI, Ji-zong ZHANG, Tian-zhi REN, Bing-quan FAN, Hong-bin LIU. (2015). Preparation and utilization of phosphate biofertilizers using agricultural waste. *Journal of Integrative Agriculture* 14:1, 158-167.

Hortal S, Bastida F., Armas, A. Lozano, Y. Moreno J., García C., Pugnaire F. (2013). Soil microbial community under a nurse-plant species changes in composition, biomass and activity as the nurse grows. *Soil Biology & Biochemistry* 64 (2013) 139e146.

Houghton, R., Goodale, C. (2004). Effects of Land-Use Change on the Carbon Balance of Terrestrial Ecosystems.

Howard, F. Hanna, T. (2015). Unearthing the role of biological diversity in soil health. *Soil Biology y Biochemistry*. 85: 101 – 109.

Howlett David Scott, Gerardo Moreno, Maria Rosa Mosquera Losada, c P. K. Ramachandran Naira and Vimala D. Naird. (2011). Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *J. Environ. Monit.*, 2011, 13, 1897.

Huang, B., Li, Z., y Li, D., Yuan, Z., Chen, Z., y Huang, J. (2017). Distribution characteristics of heavy metal(loid)s in aggregates of different size fractions along contaminated paddy soil profile. *Environ Sci Pollut Research*. 23: 939-952

Hunting, R., Barmantlo, H., Schrama, M., Van Bodegom, P., Zhai, Y., y Vijver, M. (2017). Agricultural constraints on microbial resource use and niche breadth in drainage ditches. *PeerJ*. 41-75

Hungate, B., Dukes, J., Shaw, M. (2003). Nitrogen and climate change. *Science*, 302: 1512–1513.

Huseth, A., Petersen, J., Poveda, K., Szendrei, Z., Nault, B., Kennedy, G., Groves, R. (2015). Spatial and Temporal Potato Intensification Drives Insecticide Resistance in the Specialist Herbivore, *Leptinotarsa decemlineata*. 10: 6 p.

Hyland, C., y Dewing, D. (2005). Phosphorus basics, The Phosphorus Cycle. Agronomy Fact Sheet Serie: Nutrients Management Spear Program. 15-35.

Insama, H., Delgado, H., Nagler, M., Waldhuber, S., Podmirseg, M., Quideau, S., (2017). Soil microbiota along Ayoloco glacier retreat area of Iztaccíhuatl volcano, Mexico. *Catena*. 153: 83–88.

Intergovernmental Panel on Climate Change. (IPCC). (2006). Climate Change. The Science of Climate Change Edited by J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell.  
[https://www.ipcc.ch/ipccreports/sar/wg\\_I/ipcc\\_sar\\_wg\\_I\\_full\\_report.pdf](https://www.ipcc.ch/ipccreports/sar/wg_I/ipcc_sar_wg_I_full_report.pdf)

Intergovernmental Panel on Climate Change. (IPCC). (2007). Climate Change 2007: Synthesis Report Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 104 pages. In: Core Writing Team (eds Pachauri RK, Reisinger A), IPCC, Geneva, Switzerland.

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universitat de Valencia. (2016) Informe de análisis de metagenómica de bacterias en muestras de suelo de la provincia del Carchi.

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universitat de Valencia. (2017) Informe de análisis de metagenómica de Hongos en muestras de suelo de la provincia del Carchi.

Instituto Espacial Ecuatoriano. (2013). Memoria técnica, Cantón San Pedro de San Pedro de Huaca. proyecto de generación de geoinformación para la gestión territorial a nivel nacional.

Instituto Espacial Ecuatoriano. (2013). Memoria técnica, Cantón Montufar. proyecto de generación de geoinformación para la gestión territorial a nivel nacional.

Instituto Espacial Ecuatoriano. (2013). Memoria técnica, Cantón Espejo. proyecto de generación de geo información para la gestión territorial a nivel nacional.

Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (INIAP). (1974). Como tomar muestras de suelo para su análisis químico. Quito-Ecuador. Plegable 34.

Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (INIAP). (1991). Departamento de Suelos y Fertilizantes, Estación Experimental. Santa Catalina. Informe técnico 1990. Quito, Ecuador.

Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (INIAP). (2008). Muestreo de suelos para el análisis químico. Quito-Ecuador. Plegable 298 p.

Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (INIAP). (2009). Manejo del suelo y la fertilización en el cultivo de papa: experiencias del DMSA.

International Plant Nutrition Institute (IPNI), (2009). Reservas mundiales de nutrientes para fertilizantes. Información agronómica. [http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/1776ED0A007B5FF3852579A0006B1484/\\$FILE/Reservas%20mundiales%20de%20nutrientes%20para%20fertilizantes.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/1776ED0A007B5FF3852579A0006B1484/$FILE/Reservas%20mundiales%20de%20nutrientes%20para%20fertilizantes.pdf)

Instituto Geográfico Militar. (1986). Factores de cambio en el suelo. Información Cartográfica Básica en formato shapefile.

Instituto Geográfico Militar. (1981). Factores de cambio en el suelo. Información Cartográfica Básica en formato shapefile.

Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INMEH). (2015). Boletín climatológico semestral. Quito.

Israr, D., Mustafa, G., Saifullah, K., Shahzad, M., Ahmad, N., Masood, S. (2016). Interactive effects of phosphorus and *Pseudomonas putida* on chickpea (*Cicer arietinum* L.) growth, nutrient uptake, antioxidant enzymes and organic acids exudation. 108: 304-312.

Iwasaki, S., Endo, Y., y Hatano, R. (2017). The effect of organic matter application on carbon sequestration and soil fertility in upland fields of different types of Andosols. *Soil Science and Plant Nutrition*. 63. (2): 200-220.

Izaurrealde, R., Rosemberg, N., Lal, R. (2000). Mitigation of climate change by soil carbon sequestration: Issues of science, monitoring, and degraded lands. *Adv. Agron*. 70: 1-75

Jandl, R. (2005). Secuestro de carbono en bosques – El papel del suelo. Centro de Investigación Forestal, 1131 Viena, Austria.

Jain R., Saxena, J., Sharma, V. (2010). Effect of phosphate-solubilizing fungi *Aspergillus awamori* S29 on mungbean, *Folia Microbiol* 57:533–541 DOI 10.1007/s12223-012-0167-9.

Janssen, P. (2006). Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S rRNA and 16S rRNA genes. *Appl. Environ. Microbiol*. 72: 1719–1728.

Jenkinson, D., y Ladd, J. (1981). Microbial biomass in soil, measurement and turnover. In E. A. Paul y J. N. Ladd (eds.) *Soil Biochemistry*. 5: 415-472.

Jenkinson, D., Harkness, D., Vance, E., Adams, D., y Harrison, A. (1992). Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem*. 24: 295-308.

Jenny, H. (1941). Factors of soil formation. MacGraw-Hill. Nueva York. EUA.



Jisha, S., Alagawadi, A. (1996). Nutrient uptake and yield of sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench) inoculated with phosphate solubilizing bacteria and cellulolytic fungus in a cotton stalk amended vertisol. *Microbiol. Res.* 151: 213 – 217.

Joedan, C. (1989). *An Amazonian Rain forest UNESCO and the Parthenon Group*. Camforth UK:

Johnson, D. (1992). Effects of forest management on soil carbon storage. *Water, Air, Soil Pollut.* 64: 83-120.

Jokisch, B., Lair, B. (2002). Forests and Change on Ecuador's Eastern Cordillera. 92. (2): 235-256.

Jones, D., Nguyen, C., Finlay, R. (2009). Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil-root interface. *Plant and Soil.* 321: 5–33.

Juarez, S., y Sánchez, J. (1996). fosforo en la agricultura. ISBN 10: 8479082542 / ISBN 13: 9788479082543. Editorial: UNIV.DE ALICANTE, MURCIA, 1996

Juo y Lal. (1977). The effect of fallow and continuous cultivation on the chemical and physical properties of an Alfisol in western Nigeria. *Plant Soil* 47, 567–584 (1977). <https://doi.org/10.1007/BF00011027>

Jyoti, N., Brahma, B., Sileshi, G., Kumar, A. (2018). Impact of land use changes on the storage of soil organic carbon in active and recalcitrant pools in a humid tropical region of India. *Science of the Total Environment.* 624: 908-917.

Kalaiselvi, P., Anthoniraj, S. (2009). In vitro solubilization of silica and potassium from silicate minerals by silicate solubilizing bacteria. *Journal of Ecobiology* . 24. (2): 159-168 ref.26.

Kabata, A. y Pendías, H. (1985). *Trace elements in soils and plants*. CRC Press Inc. Boca Raton, Fl. 365 pp

Kabata, A., y Pendias, H. (2001). *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd ed. p. cm. Includes bibliographical references (p. 331). ISBN 0-8493-1575-1.

Kaur, G. y Sudhakara, M. (2017). Improvement of crop yield by phosphatesolubilizing *Aspergillus* species in organic farming archives of agronomy and soil science: 63. 1. 24–34 <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2016.1182161>.

Kern, S., y Johnson, G. (1993). Conservation Tillage Impacts on National Soil and Atmospheric Carbon Levels. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ.* 57: 200-210.

Kerr, Y. (2010). Smos level 2 Processor for Soil Moisture, Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD). 133 p.



Khalil, M., Osborne, B. (2018). Improving estimates of soil organic carbon (SOC) stocks and their long-term. temporal changes in agricultural soils in Ireland. *Geoderma*. 322: 172-183.

Khan, M., Mohidin, A., Khan, U., Ahamad, F. (2016). Native *Pseudomonas* s suppressed the root-knot nematode in in vitro and in vivo, and promoted the nodulation and grain yield in the field grown mungbean. *Biological Control*. 101: 159-168.

Khanna, P., Ludwig, B., Bauhaus, J., O'Hara, C. (2001) Assessment and Significance of Labile C Pools in Forest Soils, *Lewis Publishers*, Boca Raton, FL.

Kibblewhite, M., Ritz, K., y Swift, M. (2008). Soil health in agricultural systems. *Transacciones filosóficas de la Sociedad Real B: Ciencias Biológicas*. 363: 685-701.

Kielak, M., Pijl, A., Veen, J., Kowalchuk, G. (2008). Differences in vegetation composition and plant species identity lead to only minor changes in soil-borne microbial communities in a former arable field. *FEMS Microbiol Ecol*. 63. (3): 372–382.

Kirschbaum, J. (1996). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biol. Biochem*. 27: 753-760.

Kloepper, J.; Leong, J.; Teintze, M.; Sichert, M. (1980). Enhanced plant growth by siderophores produced by plant growth-promoting rhizobacteria. *Nature* 286, 885-886.

Kolton, M., Meller, Y., Pasternak, Z., Graber, E., Elad, Y., y Cytryn, E. (2011). Impact of Biochar Application to Soil on the Root-Associated Bacterial Community Structure of Fully Developed Greenhouse Pepper Plants. *Applied and environmental microbiology*. 77.(14): 4924- 4930.

Korir, H., Mungai, N., Thuita, M., Hamba, Y. y Masso, C. (2017). Co-inoculation Effect of Rhizobia and Plant Growth Promoting Rhizobacteria on Common Bean. Growth in a Low Phosphorus Soil *Frontiers in Plant Science*. 8: 141p.

Kowalchuk, G. A., Gerards, S. and Woldendorp, J.W. (1997). Detection and characterization of fungal infections of *Ammophila arenaria* (Marran grass) roots by denaturing gradient gel electrophoresis of specifically amplified 18S rDNA. *Applied and Environmental Microbiology* 63(10): 3858-3865

Krause, R., Astrid Roepke (2018), High montane subalpine soils in the Montafon Valley (Austria, northern Alps) and their link to land-use, fire and settlement history. *Quaternary International* 308-309 (2013) 178e189.

Krause, S., Dohrmann, B., Bent, G., Christensen, T., Merbach, C., Tebbe. (1985). "Soil properties and habitats determine the response of bacterial communities to agricultural wastewater irrigation. *Pedosphere* 30(1): 146–158, 2020doi:10.1016/S1002-0160(19)60821-0ISSN 1002-0160/CN 32-1315/P

Krisdawati, M., Sipahutara, B., Piapukiewb, J., Alisa, E., Vangnai, S. (2018). Efficiency of the formulated plant-growth promoting *Pseudomonas fluorescens* MC46 inoculant on triclocarban treatment in soil and its effect on *Vigna radiata* growth and soil enzyme activities. *Journal of Hazardous Materials*. 344: 883-892.

Kromann, P., Valverde, F., Alvarado, S., Vélez, R., Pisuña, J., Potosí, B., Taípe, A., Caballero, D., Cabezas A., Devaux, A. (2017). Can Andean potatoes be agronomically biofortified with iron and zinc fertilizers?. *Plant Soil*. 411: 121–138.

Krzyzanowska, D., Obuchowski, M., Bikowski, M., Rychlowski, M., y Jafra, S. (2012). Colonization of Potato Rhizosphere by GFP-Tagged *Bacillus subtilis* MB73/2, *Pseudomonas* sp. P482 and *Ochrobactrum* sp. A44 Shown on Large Sections of Roots Using Enrichment Sample Preparation and Confocal Laser Scanning Microscopy. *Sensors*. 12

Kumar, P., Chandra, R., Kumar, R., Par, Y., y Bajpai, V. (2016). Isolation of plant growth-promoting *Pseudomonas* sp. PPR 8 from the rhizosphere of *Phaseolus vulgaris* L. *Arch Biol Sci*. 62. (2): 363-374.

Kurek, E., Ozimeka, E., Sobiczewskib, P., Słomkaa, A., Jaroszuk-Scisela J. (2013). Effect of *Pseudomonas luteola* on mobilization of phosphorus and growth of young apple trees (Ligol)—Pot experiment. *Scientia Horticulturae*. 164: 270–276.

Kurt, M. (2018). Comparison Of Trace Element And Heavy Metal Concentrations Of Top And Bottom Soils In A Complex Land Use Area. *Journal of Earth and Environmental Sciences*. 13. (1): 47 – 56.

Kuske, C., Ticknor, L., Miller, M., Dunbar, J., Davis, J., Barns, S., y Belnap, J. (2002). Comparison of Soil Bacterial Communities in Rhizospheres of Three Plant Species and the Interspaces in an Arid Grassland. *Applied and environmental microbiology*. 68.(4).

Ladygina, N., Hedlund, K., (2010). Plant species influence microbial diversity and carbon allocation in the rhizosphere. *Soil Biology and Biochemistry*. 42 (2): 162-168.

Lal, R. (1997). Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49: 243–253.

Lee, C., Lida, T., Uwagaki, Y., Otani, Y., Nakaho, K., y Ohkuma. M. (2017). Comparison of Prokaryotic and Eukaryotic Communities in Soil Samples with and without Tomato Bacterial Wilt Collected from Different Fields. *Microbes Environ*. 31: (4). 376-385.

Lei, Zhou, Deng, D., Zhang, Y., Zhou, W., Jiang, Y., Liu Y. ( 2017). Isolation of a facultative anaerobic exoelectrogenic strain LZ-1 and probing electron transfer mechanism in situ by linking UV/Vis spectroscopy and electrochemistry

Leggett, M., Newlands, N., Greenshields, D., West, L., Inman, S., Koivunen, M. (2015). Maize yield response to a phosphorus-solubilizing microbial inoculant in field trials. *Journal of Agricultural Science*, 153: 1464–1478.

- Li, R., Cai, F., Pang, G., Shen, Q., Li, R., Chen, W. (2015). Solubilisation of Phosphate and Micronutrients by *Trichoderma harzianum* and Its Relationship with the Promotion of Tomato Plant Growth. *PLoS ONE* 10(6): e0130081. doi: 10.1371/journal.pone.0130081.
- Li, F., Chen, L., Grodon, M., Zhang, J., 2017 *Mortierella elongata*'s roles in organic agriculture and crop growth promotion in a mineral soil. *Land Degrad Dev.* 2018; 29:1642–1651.
- Lina, Y., Jangidb, K., Whitmanb, W., Colemanc, D., Chiu, Ch. (2011). Soil bacterial communities in native and regenerated perhumid montane forests. *Applied Soil Ecology.* 47: 111-118.
- Liua, D., Huanga, Y., Shaoshan, A., Sunc, H., Bhopled, P., Chen, Z. (2017). Soil physicochemical and microbial characteristics of contrasting land-use types along soil depth gradients. *Catena.* 10: 28.
- Liu, Y., Wang, S., Yin, Y., Jin, H., Zhao, S., Li, M., Wang, P. y Geng., X. , Xu, F. (2012). Use of a culture independent method to analyze the diversity of soil fungi surrounding *Chroogomphus rutilus* in the Beijing region of China. *Ann Microbiological.* 62: 1743–1749.
- Liu, F., Liu H., Zhou, H., Dong, Z., Bai, X., Bai, P., Qiao, J. (2014). Isolation and characterization of phosphate-solubilizing bacteria from betel nut (*Areca catechu*) and their effects on plant growth and phosphorus mobilization in tropical soils. *Biol Fertil Soils.* 50: 927–937.
- Liu, H., Wu, X., Ren, J., Ye, J. (2011). Isolation and identification of phosphobacteria in poplar rhizosphere from different regions of China. *Pedosphere.* 21: 90-97.
- Liu, Z., Li, Y., Zhang, S., Fu, Y., Fan, X., Patel, J., Zhang, M. (2015). Characterization of phosphate-solubilizing bacteria isolated from calcareous soils. *Applied Soil Ecology.* 96: 217-224.
- Llado, S., L., Žifčáková, T., Větrovsk, I., Eichlerová, P Baldrian (2016). Functional screening of abundant bacteria from acidic forest soil indicates the metabolic potential of Acidobacteria subdivision 1 for polysaccharide decomposition. DOI 10.1007/s00374-015-1072-6 *Biol Fertil Soils* (2016) 52:2 –2.
- Lehtonen, H., Rankinen, K. (2015). Impacts of agr-enviromental policy on land use and nitrogen leaching in Finland. 50: 130-144.
- Linu, M., Stephen, J., y Jisha, M. (2009). Phosphate solubilizing *Gluconacetobacter* sp., *Burkholderia* sp., and their potential interaction with cowpea (*Vigna unguiculata* (L) Walp.) *International Journal of Agricultural Research.* 4 (2): 79-87.
- Lizcano, A., Herrera, M., y Santamarina J. (2006). Suelos derivados de Cenizas Volcánicas en Colombia. *Rev. Int. de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil.* 6. (2): 167 p.
- Loue, A. (1988). Los microelementos en agricultura, Madrid, Spain: Mundiprensa.

Lorenz, K., & Lal, R. (2018). Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-92318-5>

Lopez-García, F., Jimenez-Martínez, C., Guzman-Lucero, D., Maciel-Cerda, A., Delgado-Macuil, R., Cabrero-Palomino, D., Terres-Rojas, E. y Arzate-Vazquez, I. (2017). Physical and chemical characterization of a biopolymer film made with corn starch and nopal xocnosotle (*Opuntia joconosotle*) mucilage. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 16, 147-158.

Lynch, J. (2011). Root Phenes for Enhanced Soil Exploration and Phosphorus Acquisition: Tools for Future Crops. *Plant Physiology*. 156: 1041–1049

Maeda, H., Kodama, S., and F. Kajiya, (1977) Compartmental system analysis: Realization of a class of linear systems with physical constraints," in *IEEE Transactions on Circuits and Systems*, vol. 24, no. 1, pp. 8-14, January 1977, doi: 10.1109/TCS.1977.1084267.

Maddela, N., Reyes, J., Viafara, D., Gooty, J. (2015). Biosorption of Copper (II) by the Microorganisms Isolated from the Crude-Oil-Contaminated Soil. *Soil, sediment contamination*. 24: 898-908.

Malavolta, E., Vitti, G., Oliveira, S. (1992). Evaluación del estado nutricional de las plantas. Principios y aplicaciones Boletín de PROMECAFE (Guatemala). 56: 16 p.

Mamta, G., Shashi, K., Arvind, G., Bikram, S., Rupinder, T. (2012). Isolation and identification of phosphate solubilizing bacteria able to enhance the growth and aloin-A biosynthesis of *Aloe barbadensis* Miller. *Microbiological Research*. 167: 358–363.

Mandal, S., Zothansanga, D., Lalremsanga, H., Kumar, N. (2015). Bacterial diversity of Murlen National Park located in Indo-Burman Biodiversity hotspot region: A metagenomic approach. *Genomics Data* 5: 25–26.

Mander, C., Wakelin, S., Young, S., Condrón, L., O’Callaghan, M. (2012). Incidence and diversity of phosphate-solubilising bacteria are linked to phosphorus status in grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 44: 93-101.

Mao, L., Huang, J., Chen, Z., Ma, X., Liu, H., (2019) Norfloxacin resistant bacterial compositions in sediments of chinese subtropical fish ponds. *Appl. Ecol. Env. Res.*, 17 (2019), pp. 1039-1048, 10.15666/aeer/1701\_10391048

Mapa Geológico de Ecuador (MGE). (1986). Escala 1:100.000. Instituto Ecuatoriano de la Minería.

Marina, S., Ángel, M., Silva-Flores, M., Guadalupe, M., Badillo, C., Rosales-Saavedra, M., Islas, M., y Casas-Flores, S. (2011). The Plant Growth-Promoting Fungus *Aspergillus ustus* Promotes Growth and Induces Resistance Against Different Lifestyle Pathogens in *Arabidopsis thaliana*. *Journal. Microbiol. Biotechnology*. 21.(7), 686–696.

- Marcin, C., Beata, K., Hamed, A., Małgorzata, J. (2015). Functional diversity of soil microbial communities under Scots pine, Norway spruce, silver birch and mixed boreal forests. *Pedobiología*. 58: 81–88.
- Marciano, L., Marra, S., de Oliveira, M., Fonsêca, C., Sousa, S., Souza, F. (2011). Solubilisation of inorganic phosphates by inoculant strains from tropical legumes. *Sci. Agric.* 68. (5): 603-609.
- Marques, R., Ranger, J., Gelhaye, D. (1996). Comparison of chemical composition of soil solutions collected by zero-tension plate lysimeters with those from ceramic-cup lysimeters in a forest soil. *Eur. Journal. Soil Sci.* 47: 407-417.
- Masera, O., Ordóñez, M., y Dirzo, R. (1997). Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* 35: 265-295.
- Massenssini A, Bonduki V, Melo C. (2014). Soil microorganisms and their role in the interactions between weeds and crops. *Planta Daninha* 2014; 32:873–84.
- Matsumoto M, Tani H, Ono H, Ohishi H, Benno Y (2002) Adhesive property of *Bifidobacterium lactis* LKM512 and predominant bacteria of intestinal microflora to human intestinal mucin. *Curr Microbiol* 44:212–215
- McAfee, J. (2008). Potassium, a key nutrient for plant growth. Department of Soil and Crop Sciences; <http://jimmacafee.tamu.edu/files/potassium>.
- Mejía, L. (1997). Suelos del Ecuador-Reconocimiento general en base a su capacidad fertilidad. Quito-Ecuador. 57 p.
- Mejía, M. (2016). Dinámica de los patrones espaciales en la frontera agrícola papera. área de estudio: Zona de Páramo en las parroquias: La Libertad, El Ángel y San Isidro del Cantón Espejo en la Provincia del Carchi, Ecuador.” 2016
- Melillo, J., Steudler, J., Aber, J. (1989). In: M.O. Andreae y D.S. Schimel (Eds.) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: 263-280.
- Mena-Vásquez, P., y Ortiz, D. (2003). Páramo. Grupo de trabajos en paramos de Ecuador.
- Mendes, L., Tsai, S., Navarrete, A., de Hollander, M., Van Veen, J., Kuramae, E. (2015). Soil-Borne Microbiome: Linking Diversity to Function. *Microb. Ecol.* 70: 255–265.
- Meza-Pérez y Geissert-Kientz, (2006). Structure Stability in Forested and Cultivated Andisols *TERRA Latinoamericana VOLUMEN 24 NÚMERO 2*.
- Mishra A., y Dubey N, (1994), Evaluation of some essential oils for their, toxicity again fungi causing deterioration of store food commodities *Environ.Microbiol* 60: 1001-1005



- Mittal, V., Singh, O., Nayyar, H., Kaur, J., Tewari, R. (2008). Stimulatory effect of phosphatesolubilizing fungal strains (*Aspergillus awamori* and *Penicillium citrinum*) on the yield of chickpea (*Cicer arietinum* L. cv. GPF2). *Soil Biol Biochem.* 40: 718–727.
- Mohd, K., Abdu, A., Sakurai, K., Tanaka, S. y Kang, Y. (2017). Influence of agricultural activity on soil morphological and physicochemical properties on sandy beach ridges along the east coast of Peninsular Malaysia. *Soil Science and Plant Nutrition.* 63. (1): 55-66.
- Moimann, C., Oberhänsli, T., Ziegler, D., Nassal, D., Kandeler, E., Boller, T., Mäder, P., y Thonar, C. (2017). Tracing of two pseudomonas strain sinthe root and rhizoplane of maize, as related to their plant growth-promoting effectin contrasting soils. *Frontiers in microbiology.* 7: 21-50.
- Molina, A., Govers, G., Vanacker, V., Poesen, J., Zeelmaekers, E., Cisneros, F. (2007). Runoff generation in a degraded Andean ecosystem: Interaction of vegetation cover and land use. *Catena.* 71: 357-370.
- Montanarella, L. (2015). Govern our soils. *Nature.* 528: 32-33.
- Montenegro, A. y Zapata, F. (2002). Rape genotypic differences in P uptake and utilization from phosphate rocks in an Andosol of Chile. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 63: 27–33, 2002
- Montes, C., Altimira, F., Canchignia, H., Castro, A., Sánchez, E., Miccono, M., Tapia, E., Sequeida, A., Valdés, J., Tapia, P., González, C., y Prieto, H. (2016). Draft genome sequence of *Pseudomonas veronii* R4: a grapevine (*Vitis vinifera* L.) root-associated strain with high biocontrol potential. *Standards in Genomic Sciences.* 11: 11-76.
- Monterroso C, Alvarez E, Fernandez-Marcos M, Macias F (1999) Geochemistry of aluminium and iron in mine soils from As Pontes, Galicia (N.W. Spain). *Water Air Soil Pollut* 110:81–102. doi:10.1023/A:1005055704392.
- Moran, E., y Ostrom, E. (2005). Seeing the Forest and the Trees. *Human Environment Interactions in Forest Ecosystems.* Cambridge, MA: MIT Press.
- Morales, A., Alvear1, M., Valenzuela, E., Castillo, C., Borie, F. (2011). Screening, evaluation and selection of phosphate-solubilising fungi as potential biofertiliser. 11.(4): 89-103.
- Moreno, I., Orioli, G., Bonadeo, E., Marzari, R. (1999). Dinámica de C y N en suelos bajo diferentes usos. *Proceed. XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo.* (Texto completo en CD Rom.). Pucón, Chile.
- Morga-Suazo, Sanfuentes, E., (2017) Clonostachys Growth promotion of *Pinus radiata* seedlings by soil inoculation and seed pretreatment with the biological control agent *Clonostachys rosea*. *Gayana Bot.* 74(1): 140-146,

- Moulin, L., Munive, A., Dreyfus, B., and Boivin-Masson, C. (2001) Nodulation of legumes by members of the  $\beta$ -subclass of Proteobacteria. *Nature*, 411, 948–950.
- Mosier, A., Schimel, D., Valentin, D., Bronson, K., y Parton, W. (1991). Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*. 350: 330-332.
- Mosquera-Losada M.R., González-Rodríguez A. Y Rigueiro-Rodríguez A. (1999) Ecología y manejo de praderas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España.
- Mosquera-Losada M.R., Rigueiro-Rodríguez A. Y López-Díaz M.L. (2001) Sewage sludge fertilization of a silvopastoral system with pines in northwestern Spain. *Agroforestry Systems*, 53, 1–10.
- Mosquera-Losada M.R., Fernández-Núñez E. Y Rigueiro-Rodríguez A. (2006) Pasture, tree and soil evolution in silvopastoral systems of Atlantic Europe. *Forest Ecology and Management*, 232, 135-145.
- Mosquera-Losada M.R., McAdam J.H., Romero-Franco R., Santiago-Freijanes J.J Y Rigueiro-Rodríguez A. (2008) Definitions and componenets of agroforestry practices in Europe. En: Rigueiro-Rodríguez A., McAdam J.H. y Mosquera-Losada M.R. (eds.) *Agroforestry in Europe*, *Advances in Agroforestry*, 6, 3–20. Springer. Los Países Bajos.
- Mosquera-Losada M.R., Nair V.N., Nair P.K.R., Morán D., Santiago-Freijanes J.J. Y Rigueiro-Rodríguez A. (2008) Soil Phosphorous storage in a poplar+silvopastoral system fertilized with sewage sludge in Northwestern Spain. ASACSSA-SSSA, 2010 International Annual Meeting. <http://acs.confex.com/crops/2008am/webprogram/Paper41839.html> (consultado el 27 de enero del 2010).
- Mosquera-Losada M. R., López-Díaz M. L. Y Rigueiro-Rodríguez A. (2009b) Zinc and copper availability in herbage and soil of a *Pinus radiata* silvopastoral system in Northwest España after sewage-sludge and lime application. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172, 843-850.b
- Mosquera-Losada, M., Rodríguez-Barreira, S., López-Díaz, M., Fernández-Núñez, E., Rigueiro-Rodríguez, A. (2009). Biodiversity and silvopastoral system use change in very acid soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 131: 315-324.
- Mosquera-Losada, M., Ferreiro-Domínguez, N., Rigueiro-Rodríguez, A. (2010). Fertilization in pastoral and *Pinus radiata* D. Don silvopastoral systems developed in forest and agronomic soils of Northwest Spain. *Agric Ecosyst Environ*. 139: 618–628.
- Mosquera-Losada, M., Cuiña-Cotarelo, R., Rigueiro-Rodríguez, A. (2011). Effect of understory vegetation management through liming and sewage sludge fertilisation on soil fertility and *Pinus radiata* D. Don growth after reforestation. *European Journal of Forest Research* (in press). 130 (6): 997-1008.



Mosquera y Mombiola 1986. Efectos del encalado sobre la composición química de praderas establecidas en terrenos "a monte" Investigación agraria. Producción y sanidad animales-INIA (España). v. 1(3) p.135-146.

Mosquera, M.R., González, A. (2000). Fertilización nitrogenada y potásica en pradera mixta: I. Efecto sobre la composición botánica, el contenido en proteína y el nivel de macro elementos. Pastos, 2: 241 – 260

Muhammad, K., Hameed, S., Imran, A., Naqqash, T., Muhammad, S., Van, E. (2015). Isolation and characterization of  $\alpha\beta$ -propeller gene containing phospho bacterium *Bacillus subtilis* strain KPS-11 for growth promotion of potato (*Solanum tuberosum* L.) Frontiers in Microbiology. 6: 583.

Muñoz-Arenas, L., Fusaro, C., Hernández-Guzmán, M., Dendooven, L., Estrada-Torres, A., and Navarro-Noya, E. (2020). Soil microbial diversity drops with land-use change in a high mountain temperate forest: a metagenomics survey Environmental Microbiology Reports (2020) 12(2), 185–194

Murty, D., Kirschbaum, M., McMurtrie, R., y McGilvray, H. (2002). Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biol.* 8: 105-123.

Myers, D., Metzker, K., y Davis, S. (2000). Status and trends in suspended-sediment discharges, soil erosion, and conservation tillage in the Maumee River basin--Ohio, Michigan, and Indiana. 88.

Naeem, S., y Li, S. (1997). Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature International Journal of Science.* 390: 507–509.

Naeem, S., y Wright, J. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: Deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters.* 6: 567–579.

Nam, Y., Kim, H., Lee, J., Yoon, H., y Guk, J. (2015). Metagenomic analysis of soil fungal communities on Ulleungdo and Dokdo Islands. *Applied Microbiology.* 61: 67–74.

Nair, P. K. R. 2011. Carbon sequestration studies in agroforestry systems: a reality-check. *Agrofor. Syst.* 86: 243-253.

Nair, J. (2011). Agroforestry Systems and Environmental Quality: Introduction. *J. Environ. Qual.* 40:784–790

Nair, P., Kumar, B., y Nair, V. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration *Journal Plant Nutr. Soil Science.* 172. (1):10-23.

Nakamura Y, Kambe N, Deguchi N, Kawamura T, Shibagaki N (2018). Agminated acquired melanocytic naevus modified by vitiligo vulgaris arising in the elderly. *Clin Exp Dermatol* 2009; 34:377-378.

Nanzyo, M. (2004). Unique properties of volcanic ash soils, Global Environmental Research Vol.6, No.2. Association of International Research Initiatives for Environmental Studies (AIRIES), Japan.

Naqqash, T., Hameed, S., Imran, A., Kashif, A., Majeed, A. y Elsas, J. (2016). Differential response of potato toward inoculation with taxonomically diverse plant growth promoting rhizobacteria. *Frontiers in Plant Science*. 7: 144 p.

Narula, N., Kumar, V., Behl, R., Duebel, A., Gransee, A., Merbach, W. (2000). Effect of P solubilizing *Azotobacter chroococcum* on N, P, K uptake in P responsive wheat genotypes grown under greenhouse conditions. *Journal Plant Nutr Soil Sci*;163: 393–398.

Navarrete, A., Chaves C., Arnaldo, M, y Mui Tsai., S (2013). Molecular detection on culture medium of Acidobacteria from Amazon soils. *Microbiology Discovery* 2013, <http://www.hoajonline.com/journals/pdf/2052-6180-1-1>.

Navarro, G., y Navarro, S. (2013). Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas 3ª edición. Mundiprensa. 480 p.

Neal, A., Rossmann, M., Brearley, Ch., Akkari, E., Guyomar, C., Clark, I., Allen, E., y Hirsch, P. (2017). Land-use influences phosphatase gene microdiversity in soils. *Environmental Microbiology* 19. (7): 2740–2753.

Nemergut D, Cleveland C, Wieder W, Washenberger C. (2010). Townsend AR. Plot-scale manipulations of organic matter inputs to soils correlate with shifts in microbial community composition in a lowland tropical rain forest. *Soil Biol Biochem*. 2010; 42:2153–2160.

Ndung'u-Magiroi, K., Herrmann, L., Okalebo, J., Othieno, C., Pypers, P., Lesueur, D. (2012). Occurrence and genetic diversity of phosphate-solubilizing bacteria in soils of differing chemical characteristics in Kenya. *Ann. Microbiol*. 62: 897–904.

Niu, X., Song, L., Xiao, Y., y Ge, W. (2018). Drought-Tolerant Plant Growth-Promoting Rhizobacteria Associated with Foxtail Millet in a Semi-arid Agroecosystem and Their Potential in Alleviating Drought Stress. *Frontiers in Microbiology*. 8: 25-80.

Nilsson S. (2003): Soil acidification. En: Benbi D.K. y Nieder R. (eds.) *Handbook of processes and modelling in the soil-plant system*, pp. 177-199. Haworth Press. Londres.

Noor, S., Yaseen, M., Naveed, M., y Ahmad, R. (2017). Effectiveness of diammonium phosphate impregnated with *Pseudomonas putida*, for improving maize growth and phosphorus use efficiency. *Journal of animal and plant sciences*. 27.(5).

Novoa, R., Gonzáles, S., y Rojas, R. (2000). Inventario de gases con efecto invernadero emitidos por la actividad agropecuaria chilena. *Agricultura Técnica (Chile)*. 60 (2): 154-165.

Okazaki y col. (2014). An Assessment of the Diversity of Culturable Bacteria from Main Root of Sugar Beet. *Microbes Environ.* Vol. 29, No. 2, 220-223, 2014 <https://www.jstage.jst.go.jp/browse/jsme2> doi:10.1264/jsme2.ME13182

Okon, Y., Fallik E., Sarig, S., Yahalom, E., and Tal, S. (1988). Plant growth promoting effects of *Azospirillum*. In *Nitrogen Fixation: Hundred Years After*. Eds. H Botha, F J de Bruijn and W E Newton. pp. 741–746. Gustav Fischer, Stuttgart, West Germany.

Oliveira, C., Alves, V., Marriel, I., Gomes, E., Scotti, M., Carneiro, N., Guimaraes, C., Schaffert, R., Sa N. (2009). Phosphate solubilizing microorganisms isolated from rhizosphere of maize cultivated in an oxisol of the Brazilian Cerrado Biome. *Soil Biology and Biochemistry*. 41: 1782–1787.

Omar, S. (1988). The role of rock-phosphate-solubilizing fungi and vesiculararbuscular-mycorrhiza (VAM) in growth of wheat plants fertilized with rock phosphate. *World Journal Microb Biot.* 14: 211–218.

Ordoñez, M., Galicia, L., Figueroa, A., Bravo, I., Peña, J. (2015). Effects of peasant and indigenous soil management practices on the biogeochemical properties and carbon storage services of Andean soils of Colombia. *European Journal of Soil Biology*. 71: 28-36.

Oteino, N., Lally, R., Kiwanuka, S., Lloyd, A., Ryan, D., Germaine, K., y Dowling, D. (2015). Plant growth promotion induced by phosphate solubilizing endophytic *Pseudomonas* isolates. *Frontiers in Microbiology*. 6: 745.

Onyia, Chiadikobi, E., y Anyanwu, Chukwudi, U. (2013). Comparative study on solubilization of tri-calcium phosphate (TCP) by phosphate solubilizing fungi (PSF) isolated from Nsukka pepper plant rhizosphere and root free soil. 4(5): 52-57.

Pagnussat, L., Salcedo, F., Maroniche, G., Keel, C., Valverde, C., and Creus, C. (2016). Interspecific cooperation: enhanced growth, attachment and strain-specific distribution in biofilms through *Azospirillum brasilense*-*Pseudomonas protegens* co-cultivation. *Research Letter – Environmental Microbiology*. 363: 20.

Panelli, S., Capelli, E., Comandatore, F., Landinez, A., Granata, M., Tosi, S., Picco, A. (2017). A metagenomic-based, cross-seasonal picture of fungal consortia associated with Italian soils subjected to different agricultural managements. *Fungal Ecology* 30: 1-9

Panichinia, M., Neculmana, R., Godoyb, R., Arancibia-Mirandac, N., Matus, F. (2017). Understanding carbon storage in volcanic soils under selectively logged temperate rainforests. *Geoderma*. 302: 76-88

Panichinia, M., Matusa, F., Moraa, B., Godoycr, Boland, N., Rumpele, C., y Borie, F. (2012). Carbon distribution in top- and subsoil horizons of two contrasting Andosols under pasture or forest. *European Journal of Soil Science*. 1-9 p.

- Parmar, N., y Dadarwal, R. (1999). Stimulation of nitrogen fixation and induction of flavonoid-like compounds by rhizobacteria *Journal of Applied Microbiology*. 1999, 86, 36–44
- Parelho, C., Rodríguez, A., Cruz, J., García, P. (2014). Linking trace metals and agricultural land use in volcanic soils — A multivariate approach. *Science of the Total Environment*. 496: 241-247.
- Parmar, P., Sindhu, S. (2013). Potassium Solubilization by Rhizosphere Bacteria: Influence of Nutritional and Environmental Conditions. *Journal of Microbiology Research*. 3(1): 25-31.
- Patkowska B., Zieliński S., Bodkowski R., Janczak M. (2008). Vermiculite – a carrier for feed additives. *Biol. Hod. Zwierz.*, 566: 137-139.
- Pellissier, L., H. Niculita-Hirzel, A. Dubuis. (2014). Soil fungal communities of grasslands are environmentally structured at a regional scale in the Alps. *Mol. Ecol*. 23:4274–4290
- Pereira, S., Castro, P. (2014). Phosphate-solubilizing rhizobacteria enhance Zea mays growth in agricultural P-deficient soils. *Ecological Engineering* 73: 526–535.
- Pérez, G., Barbieri, P., Hernandez, K., Echeverría, H., Covacevich, F. (2017). Labranza y fertilización como moduladores de la dinámica de comunidades microbianas asociadas a un cultivo de trigo en el sudeste bonaerense (Argentina). *Revista FCA Uncuyo*. 49 (2): 201-234.
- Pérez-Montaña, Alías-Villegas, C., Bellogín, R., del Cerro, P., Espuny, M., Jiménez-Guerrero, López-Baena, F., Ollero, F., Cubo, T. (2014). Plant growth promotion in cereal and leguminous agricultural important plants: From microorganism capacities to crop production. *Microbiological Research*. 169: 325-336.
- Persiani, M. y Maggi, O. (1986). A new species of *Heterocephalum* from ivory coast soil. *Transactions of the British Mycological Society*: 87. 4. 631-635
- Persiani, A., Maggi, O., Montalvo, J., Casado, M., y Pineda, F. (2008). Mediterranean grassland soil fungi: Patterns of biodiversity, functional redundancy and soil carbon storage. *Plant Biosystems*. 142. (1): 111 – 119.
- Picone, L., y Zamuner, E. (2002). Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. *Informaciones agronómicas del cono sur*. 16: 11- 15.
- Pignataro, A., Moscatelli, C., Mocali, S., Grego, S., y Benedetti, A. (2012). Assessment of soil microbial functional diversity in a coppiced forest system, *Applied Soil Ecology*. 62. 115 p.
- Placek, A., Grobelak, A., Hiller, J., Stępień, W., Jelonek, P., Jaskulak, M., Kacprzak, M. (2017). The Role of Organic and Inorganic Amendments in Carbon Sequestration and Immobilization of Heavy Metals in Degraded Soils. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*. 5.(4): 509-517.

- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Wesemael, B., Schumacher, J., Gensior, A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—Carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*. 17: 2415-2427. 10.1111/j.1365-2486.2011.02408. x.
- Porazinska, D., Bardgett, R., Blaauw, M., Hunt, H., Andrew, N., Timothy R., Seastedt, R., Wall, D. (2003). Relationships At The Aboveground–Belowground Interface: Plants, Soil Biota, And Soil Processes. 73. (3): 377-395.
- Porta, J. (1999). Técnicas y experimentos en Edafología. Universidad politécnica de Catalunya.
- Porta Casanellas, J., López-Acevedo, Reguerín, M., Roquero De Laburu, C. (1994). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ed Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Post, M., Emanuel, R., Zinke, J., Stangenberger, G. (1982). Soil Carbon Pools and World Life Zones. *Nature*. 298: 156-159. 10.1038/298156a0.
- Pothast, K., Hamer, U., Makeschin, F. (2012). Land-use change in a tropical mountain rainforest región of southern Ecuador affects soil microorganisms and nutrient cycling. *Biogeochemistry*. 111: 151–167.
- Prajapati, K., y Modi, H. (2012). Isolation and characterization of potassium solubilising bacteria from ceramic industry soil. CIBTech. *Journal Microbiol*. 1. (2–3): 8–14.
- Puente, M., Bashan., Li, C., y Lebsky, V. (2004). Microbial populations and activities in the rhizoplane of rock-weathering desert plants. I. Root colonization and weathering of igneous rocks. *Plant Biol*. 6: 629-642.
- Pulrolnik, K., Gonclves Dos Reis, Ferreira, M., Monte, A., Fontan, I. (2005). Crecimento de plantas de clone de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden submetidas a diferentes tratamentos de desrama artificial, na Região de Cerrado”. Sociedade de Investigações Florestais, Revista Árvore, Viçosa-MG, en línea. 29. 4. 495-505.
- Pumisacho, M., y Sherwood, S., (2002). El cultivo de la Papa en Ecuador. 1ra Edición. Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias. INIAP- CIP
- Qia, Y., Chena, T., Pua, J., Yanga, F., Shuklab, M., Chan, Q. (2018). Response of soil physical, chemical and microbial biomass properties to land use changes in fixed desertified land. *Catena*. 160: 339-344.
- Qiana, J., Liua, J., Wanga, P., Wanga, Ch., Huc, J., Lia, K., Lua, B., Tiana, X., Guana, W. (2018). Effects of riparian land use changes on soil aggregates and organic carbón. *Ecological Engineering*. 112: 82-88.

Quintero L.; E.A. Agudelo; Y.A. Quintana; S.A. Cardona; A.F. Osorio. (2010): Determinación de Indicadores para la calidad de agua, sedimentos y suelos marinos y costeros en puertos colombianos. Disponible en: [www.bdigital.unal.edu.co/4657/1./Gest.\\_y\\_Amb.\\_Vol13\\_no.3-51.pdf](http://www.bdigital.unal.edu.co/4657/1./Gest._y_Amb._Vol13_no.3-51.pdf).

Rahman, M., Okubo, A., Sugiyama, S., Mayland, H. (2008). Physical, chemical and microbiological properties of an Andosol as related to land use and tillage practice. *Soil y Tillage Research*. 101: 10-19.

Rahim, I., Kuswinanti, T., Asrul, L., Rasyid, B. (2015). Screening of Fungal Rot Isolates from Cocoa as Phosphate-Dissolving and Their Growth Ability on Three Types of Media. *Procedia Food Science*. 3: 104 – 111.

Raja, A., y Prabakarana, P. (2011). Preliminary screening of antimycobacterial effect of psychrophilic Actinomycetes isolated from Manali ice point: Himachal Pradesh. *Journal of Microbiology and Antimicrobials* Vol. 3(2), pp. 41-46, February 2011 Available online <http://www.academicjournals.org/JMA> ISSN 2141-2308 ©2011 Academic Journals

Ranjan, K., Sahoo, & Mohammad, W., Ansari, & Tushar, K., Dangar, & Santanu Mohanty, & Narendra, Tuteja. (2014). Phenotypic and molecular characterisation of efficient nitrogen-fixing Azotobacter strains from rice fields for crop improvement. *Protoplasma*; Vienna Tomo 251, N. ° 3.

Rajasankar, R., Gayathry, G., Sathivelu, A., Ramalingam, C., Saravanan, S. (2013). Pesticide tolerant and phosphorus solubilizing *Pseudomonas* sp. strain SGRAJ09 isolated from pesticides treated *Achillea clavennae* rhizosphere soil. *Ecotoxicology*. 22: 707–717.

Rajawat, M., Singh, S., Singh, G., Saxena, A. (2012). Isolation and characterization of Ksolubilizing bacteria isolated from different rhizospheric soil. In: Proceeding of 53rd Annual Conference of Association of Microbiologists of India. 124 p.

Ram, H., Malik S., Dhaliwal, S., Kumar, Y., Singh, Y. (2015). Growth and productivity of wheat affected by phosphorus-solubilizing fungi and phosphorus levels. *Plant Soil Environmental*. 61.(3): 122–126.

Ramani, V. (2011). Effect of pesticides on phosphate solubilization by *Bacillus sphaericus* and *Pseudomonas cepacia*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 99. 232-236.

Rani, J., Pal, B., Cowie, A., Fangb, Y., Collins, D., Badger, W., Dalale, R. (2018). Agricultural management practices impacted carbon and nutrient concentrations in soil aggregates, with minimal influence on aggregate stability and total carbon and nutrient stocks in contrasting soils. *Soil y Tillage Research*. 178: 209-223.

Ranger, J., Allie, S., Gelhaye, D., Pollier, B., Turpault, M., Granier, A. (2002). Nutrient budgets for a rotation of a Douglas-fir plantation in the Beaujolais (France) based on a chronosequence study. *Forest Ecol. Manage*. 171: 3–16.



- Rasmussen, P., Parton, W. (1994). Long-term effects of residue management in wheat-fallow: I. Inputs, yield and soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. Journal*. 58: 530-536.
- Reich, B., Benbasat, I. (2000). Factors that influence the social dimension of alignment between business and information technology objectives. *MISQuart*. 24. (1): 81–111.
- Reicosky, D., Kemper, W., Langdale, G., Douglas, C., Rasmussen, P. (1995). Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. *Soil Water Cons*. 50: 253-261.
- Reigosa, Puig, Alvarez-Iglesias, Pedrol N., (2006). Los residuos de tala de eucalipto pueden ser útiles para el control de malas hierbas en Agricultura Ecológica; in *Iniciativas agroecológicas innovadoras para a transformación dos espazos rurais*, Vigo
- Rego, C., Farropas, L., Nascimento, T., Cabral, A. y Oliveira, H. (2006). Black foot of grapevine: sensitivity of *Cylindrocarpon destructans* to fungicides. *Phytopathol. Mediterr.* (2006) 45, S93–S100
- Reyes, F., Hernández, F., Gallegos, G., Flores, A., Rodríguez, R., y Aguilar, C. (2015). Efectividad in vitro de *Bacillus* y polifenoles de plantas nativas de México sobre *Rhizoctonia-Solani* *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 6. (3).
- Robert F., Powers, Matt D., Busse1, Karis J., McFarlane, Jianwei, Zhang, and David H. Young. (2012). Long-term effects of silviculture on soil carbon storage: does vegetation control make a difference? *Forestry* 2013; 86, 47–58, doi:10.1093/forestry/cps067
- Roca-Perez, L., Perez-Bermudez, P., Boluda R. (2002). Soil characteristics, mineral nutrients, biomass and cardenolide production in *Digitalis obscura* wild populations. *Journal Plant Nutr.* 25: 2015-2026.
- Roca-Perez, L., Gil, C., Cevera, M., Gonzalves, A., Ramos-Miras, J., Pons, V. Bech, J., Boluda, R. (2010). Selenium and heavy metals content in some Mediterranean soils / *Journal of Geochemical Exploration* 107 (2010) 110–116
- Rodríguez, H. y Fraga, R. (1999). Phosphate Solubilizing Bacteria and Their Role in Plant Growth Promotion. *Journal of Biotechnology Advances*. 17: 319-339.
- Rodríguez, H., Fraga, R., Gonzalez, T., Bashan, Y. (2006). Genetic of phosphate solubilization and its potential applications for improving plant growthpromoting bacteria. *Plant Soil*. 287: 15–21.
- Rodríguez, B., Carracedo, E., Soler, J., Hotyos, M. (1990). Diferenciación de metales pesados procedentes de la actividad humana en suelos volcánicos de la isla Tenerife. <https://www.researchgate.net/publication/39505574>



- Rosas, S., Avanzini, G., Carlier, E., Pasluosta, C., Pastor, N., Rovera, M. (2009). Root colonization and growth promotion of wheat and maize by *Pseudomonas aurantiaca* SR1. *Soil Biology and Biochemistry*. 41: 9:1802-1806
- Rosell, R., y Galantini, J. (1998). Soil organic carbon dynamics in native and cultivated ecosystems of South America. In *Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA: 11-33.
- Richardson, A. (2001). Prospects for using soil microorganisms to improve the acquisition of phosphorus by plants. *Australian Journal of Plant Physiology*. 28. (9): 897 – 906.
- Richardson, A., Simpson, R. (2011). Soil Microorganisms Mediating Phosphorus Availability Update on Microbial Phosphorus. *Plant Physiology*. 156: 989–996.
- Richardson, D., y Davis, G. (1995). Mediterranean-Type Ecosystems: Opportunities and Constraints for Studying the Function of Biodiversity. *Mediterranean-Type Ecosystems*: 1-42.
- Rigueiro-Rodríguez A., López-Díaz M.L. and Mosquera-Losada M.R. (2011) Organic Matter and Chromium Evolution in Herbage and Soil in a *Pinus radiata* Silvopastoral System in Northwest Spain after Sewage Sludge and Lime. *Application Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42, 1551–1564.
- Riggs, P., Chelius, K., Iniguez, L., Kaeppler, M. y Triplett, E. (2001). Enhanced maize productivity by inoculation with diazotrophic bacteria. *Aust. J. Plant Physiol.* 28: 829-836.
- Sadeghian K., Zapata, H. (2012). Propiedades relacionadas con la adsorción de cationes intercambiables en algunos suelos de la localidad cafetera de Colombia. *Revista Cenicafé*. 63. (2): 79-89.
- Sajani, S., y Muthukkaruppan, S. (2011). Characterization of plant growth promoting rhizobacteria and fungi associated with rice, mangrove and effluent contaminated soil, *Curr., Bot.* 2. (3): 22-25.
- Saha, S., Nair, P., Nair, V., Mohan, K. (2010). Carbon storage in relation to soil size-fractions under tropical tree-based land-use systems. *Plant and Soil*. 328: 433-446.
- Salas, M., Silva, M., Cervantes, M., Rosales, M., Islas, M., Osuna, y Casas, S. (2011). The Plant Growth-Promoting Fungus *Aspergillus ustus* Promotes Growth and Induces Resistance Against Different Lifestyle Pathogens in *Arabidopsis thaliana*. *Journal. Microbiol. Biotechnol.* 21(7): 686–696.
- Salazar, A. y Cochet, H. (2016). Haciendas y campesinos lecheros en el Carchi (Andes húmedos del norte del Ecuador): dinámica productiva y comparación de los resultados técnicos y económicos. doi: 10.5154/r.rga.2016.57.005. *Revista de Geografía Agrícola* núm. 57

Samina, M., y George, L. (2006). Inoculation Effects of *Pseudomonas putida*, *Gluconacetobacter azotocaptans*, and *Azospirillum lipoferum* on Corn Plant Growth Under Greenhouse Conditions. *Microbial Ecology*. 51: 326–335

Sandoval, M., Stolpe, N., Zagal, E., Mardones, M., Junod, J. (2003). El Secuestro de Carbono en la Agricultura y su importancia con el calentamiento global. *Research Gate*. 12: 65-71.

Saña-Vilaseca, J. (1996) La gestión de la fertilidad de los suelos: fundamentos para la interpretación de los análisis de suelos y la recomendación de abonado / Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica.

Sheng Q., Ning V Z. y Ren Xue, X. (2006) Effects of water stress and arbuscular mycorrhizal fungi on reactive oxygen metabolism and antioxidant production by citrus (*Citrus tangerine*) roots. *European Journal of Soil Biology*, vol. 42, p. 166-172.

Sánchez, A., Torres, R., Cupull, R., Santana, A., Fauvart, M., Michiels, J., Vanderleyden, J. (2014). Effects of co-inoculation of native *Rhizobium* and *Pseudomonas* strains on growth parameters and yield of two contrasting *Phaseolus vulgaris* L. genotypes under Cuban soil conditions. *European Journal of Soil Biology*. 62: 105-115.

Sánchez-Marañón, Miralles, S., Aguirre-Garrido, J., Manuel Anguita-Maeso, Vicenta Millán, R., Ortega, García-Salcedo, Martínez-Abarca, M., Soriano. (2017). Changes in the soil bacterial community along a pedogenic gradient. *Nature*. DOI:10.1038/s41598-017-15133-x

Sartorelli, P., Marquioreto, A., Amaral-Baroli, A., Lima M., Moreno, P. (2007). Chemical composition and antimicrobial activity of the essential oils from two species of *Eucalyptus*. *Phytotherap. Res.* 21: 231–233.

Sathya, A., Vijayabharathi, R., Srinivas, V., Gopalakrishnan, S. (2016). Plant growth-promoting actinobacteria on chickpea seed mineral density: an upcoming complementary tool for sustainable biofortification strategy. 3 *Biotech*.6: 1–6.

Scervino, J., Prieto, M., Della, M., Recchi, M., Sarmiento, M., Godeas, A. (2010). Soil fungal isolates produce different organic acid pattern involved in phosphate salt solubilization. *Biol. Fertil. Soils*. 46: 755-763.

Schlesinger, W. (1990). Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*: 348-232.

Schneider, D., Engelhaupt, M., Allen, K., Kurniawan, S., Krashevskaya, V., Heinemann, M., Nacke, H., Wijayanti, M., Meryandini, A., Corre, M., Scheu, S, and Daniel, R. (2015). Impact of Lowland Rainforest Transformation on Diversity and Composition of Soil Prokaryotic Communities in Sumatra (Indonesia). *Front. Microbiol.* 6:1339. doi: 10.3389/fmicb.2015.01339

Scott, D., Moreno, G., Mosquera-Lozada, M., Ramachandran, P., y Nair, V. (2011). Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *Journal of environmental monitoring*:1-9

Shoji y Ono, 1978 Physical and chemical properties and clay mineralogy of Andosols from Kitakami, Japan. *Soil Science*: November 1978 - p 297-312

Sengupta, A., DicK, W. (2015). Bacterial Community Diversity in Soil Under two Tillage Practices as Determined by Pyrosequencing. *Microb. Ecol.* 70: 853–859.

Selvakumar, G., Joshi, P., Suyal, P., Mishra, P., Joshi, G., Bisht, J., Bhatt, J., Gupta, H. (2011). *Pseudomonas lurida* M2RH3 (MTCC 9245), a psychrotolerant bacterium from the Uttarakhand Himalayas, solubilizes phosphate and promotes wheat seedling growth. *World Journal Microbiol Biotechnol.* 27: 1129–1135.

Sharma, B., Riyaz, Z., Mrugesh, H., y Thivakaran, A. (2013). Phosphate solubilizing microbes: sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. *Springer Plus.* 2: 75- 87.

Shaw, R., Zavaleta, E., Chiariello, N., Cleland, E., Moonney, H., y Field, C. (2002). Grassland responses to global environmental change suppressed by elevated CO<sub>2</sub>. *Science.* 298: 1987-1990.

Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X., Zhang, W., Zhang, F. (2011). Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. *Plant Physiology Preview.* 156. (3): 997-1005. DOI:10.1104/111.175232

Sheng, R., Meng, D., Wu, M., Di, H., Qin H., Wei, W. (2013). Effect of agricultural land use change on community composition of bacteria and ammonia oxidizers. *Journal Soils Sediments.* 13: 1246–1256.

Servicio Ecuatoriano de Normalización. (2018). ESPAC. Manual de recolección de información en campo: Encuestador, Supervisor, Digitador. Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua

Sindhu, S., Parmar, P., PhourAnju, M. (2016). Potassium-Solubilizing Microorganisms (KSMs) and Its Effect on Plant Growth Improvement. Potassium Solubilizing Microorganisms for Sustainable Agriculture: 171-185.

Singh, M., Prakash, N. (2012). Characterisation of phosphate solubilising bacteria in sandy loam soil under chickpea cropping system. *Indian Journal Microbiol.* 52: 167–173.

Singh, Jasreman; Heeren, Derek M.; Rudnick, Daran; Woldt, Wayne; Bai, Geng; Ge, Yufeng; and Luck, Joe D.,(2020) "Soil Structure and Texture Effects on the Precision of Soil Water Content

Measurements with a Capacitance-Based Electromagnetic Sensor". *Biological Systems Engineering: Papers and Publications*. 657.

Silva, L. F., Gomez, J. G. C., Oliveira, M. S. & Torres, B. B. (2000). Propionic acid metabolism and poly-3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate (P3HB-co-3HV) production by *Burkholderia* sp. *J Biotechnol* 76, 165–174.

Six, J., Frey, R., Thiet, y Batten, K. (2006). Bacterial and fungal contribution to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. Journal*. 70: 555–569. doi:10.2136/sssaj2004.0347.

Six J., P., Callewaer, S., Lenders, Gregorich and Paustian., K. (2002). Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1981-1987. Elliott, ET. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50(3):627-633.

Siza, J. (2009). Propiedades físico mecánicas del eucalipto y aplicación de diseño estructural de una vivienda parte de una granja integral. (Tesis de pregrado). Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE, Quito- Ecuador.

Soto, G. (2006). Calidad de los suelos: una nueva visión del suelo. I Congreso Latinoamericano de Experimentadores e Investigadores en Producción Orgánica. Managua, Nicaragua.

Souza, R., Meyer, R., Schoenfeld, P., Beschoren, da Costa, and Passaglia., L. (2015). Characterization of plant growth-promoting bacteria associated with rice cropped in iron-stressed soils. *Ann. Microbiol.* 65: 951-964

Souza, R., Carvalho, I., Bueno, F., Reis-Junior, Marques, F., Nogueira, M., Ribeiro, A., Aparecida, A., y Hungria, M. (2016). Shifts in taxonomic and functional microbial diversity with agriculture: How fragile is the Brazilian Cerrado? *BMC Microbiology*. 16. (42): 1-15.

Sugihara, S., Shibata, M., Mvondo, A., Araki, S., y Funakawa., S. (2014). Effect of vegetation on soil C, N, P and other minerals in Oxisols at the forest-savanna transition zone of central Africa. *Soil Science and Plant Nutrition*. 60: 45–59.

Stevenson, F., y Cole, M. (1999). *Cycles of soil*. 427 p. 2<sup>nd</sup> ed. John Wiley & Sons, New York, USA.

Stevenson, F. (1982). *Humus Chemistry*. Wiley, New York, NY. USA.

Sugumaran, P., y Janarthnam, B. (2007). Solubilization of potassium containing minerals by bacteria and their effect on plant growth. *World Journal of agricultural Science*. 3.(3): 350- 355.

- Su J, Yang L, Zhu Q, Wu H, He Y, Liu Y, et al. (2018) Active photosynthetic inhibition mediated by MPK3/MPK6 is critical to effector-triggered immunity. *PLoS Biol* 16(5): e2004122. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2004122>
- Srinivasan, R., Alagawadi, A., Yandigeri, M., Meena, K., Saxena, A. (2012). Characterization of phosphate-solubilizing microorganisms from salt-affected soils of India and their effect on growth of sorghum plants [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]. *Ann Microbiol.* 62: 93–105.
- Symstad, A., Tilman, D., Willson, J., Knops, M. (1998). Species loss and ecosystem functioning: Effects Of species identity and community composition. *Oikos*. 81: 3890-3897.
- Takahashi, M., Ishizuka, S., Ugawa, S., Sakai, Y., Sakai, H., Ono, K., Hashimoto, S., Matsuura, Y., y Morisada, K. (2010). Carbon stock in litter, deadwood and soil in Japan's forest sector and its comparison with carbon stock in agricultural soils. *Soil Science and Plant Nutrition*. 56: 19–30.
- Tapan, K., Naresh, K., Gopal, R., Appa, R., Hameeda, B., y Bindiya, S. (2015). Microbial mobilization of soil phosphorus and sustainable P management in agricultural soils. 108: 1280- 7.
- Tardy, V., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Chabbi, A., Lemanceau, P., Maron, P. (2014). Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. *Environmental Microbiology Reports* 6 (2), 173–183
- Tashyrev, O., Pidgorskyi, V., Toro, M., Gualoto, M., Gladka, G., Tashyreva, H., Rokitko, P., Romanovskaya, V. (2014). *Mikrobiolohichniy zhurnal*. Autecology of microorganisms of typical Ecuador biotopes. 76: 2-10.
- Takimoto, A., Nair, P., Nair, V. (2009). Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry systems in the West African Sahel. *Agric Ecosyst Environ*. 125: 159–166.
- Tewari, R., Kumar, P., Tewari, N., Srivastava, S., Sharma, P. (2004). Macronutrient deficiencies and differential antioxidant responses- influence on the activity and expression of superoxide dismutase in maize. *Plant Science*. 166: 687-694.
- Tiehang, W., Holli, M., Díaz, J., Pingsheng, J. (2015). Effects of soil management practices on soil microbial communities and development of southern blight in vegetable production. *Applied Soil Ecology*. 91: 58–67.
- Tilman, D., y Downing, J. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*. 367.
- Tilman, D., Kenneth, G., Cassman, M., Rosamond, N. y Stephen, P. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 418.
- Tringe G, Von Mering C, Kobayashi A, Salamov A, Chen K, Chang H. (2005). Comparative metagenomics of microbial communities. *Science* 308: 554–557.

Toju1, H., Akifumi, S. Tanabe, y Hirotooshi, S. (2018). Network hubs in root-associated fungal Metacommunities. *Microbiome*. 6: 116 p.

Tonneijck, F. (2009). Volcanic ash soils in Andean ecosystems: unravelling organic matter distribution and stabilisation. *Universiteit van Amsterdam*. 144: 231–247.

Tonneijck, F., Van der Plicht, J., Jansen, B., Verstraten, J., Hooghiemstra, H. (2006). Radiocarbon dating of soil organic matter fractions in andosols in northern Ecuador. *Radiocarbon*, 48: 337–353.

Tonneijck, F., Hageman, J., Sevink, J., y Verstraten, J. (2008). Tephra stratification of volcanic soils in Northern Ecuador. *Geoderma*, 144: 231–247.

Toribio-Jiménez, J., Rodríguez-Barrera, M., Hernández-Flores, J., Ruvalcaba-Ledezma, J., Castellanos-Escamilla, M., y Romero-Ramírez, T. (2017). Isolation and screening of bacteria from *zea mays* plant growth promoters especial Biotecnología e ingeniería ambiental. 33: 143-150.

Totsche, K., Rennert, T., Gerzabek, M., Kogel-Knabner, (2010). Biogeochemical interfaces in soil: The interdisciplinary challenge for soil science. Germany: Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 173: 88–99

Trasar-Cepeda MC, Gil-Sotres F (1987) Phosphatase activity in acid high organic matter soils in Galicia (NW Spain). *Soil Biol Biochem* 19:281–287

Troost, C., Walter, T., Berger, T. (2015). Climate, energy and environmental policies in agriculture: Simulating likely farmer responses in Southwest Germany. 46: 50-64.

Troufflard, S., Mullen, W., Larson, T., Graham, I., Crozier, A., Amtmann, A., Armengaud, P. (2010). Potassium deficiency induced the biosynthesis of oxylipins and glucosinolates in *Arabidopsis thaliana* Plant Biol. 10 (1). 172 p.

Turner, B., Kasperson, R., Meyer, W., Dow, K., Golding, D., Kasperson, J., Mitchell, R., Ratick, S. (1990). Two types of global environmental change. *Global Environmental Change*: 15 – 22.

Ulloa, C., Jorgensen, P. (1993). Árboles y arbustos de los Andes del Ecuador, Aarhus university en asociación con las PUCE.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). (2005). Supplemental guidance for assessing cancer susceptibility from early-life exposure to carcinogens. Risk Assessment Forum, Washington, DC. Available from: <http://www.epa.gov/ncea/raf>.

Vallea, S., Carrasco, J. (2018). Soil quality indicator selection in Chilean volcanic soils formed under temperate and humid conditions. *Catena*. 162: 386-395.



Vallejo, V., Roldan, F., y Dick, R. (2010). Soil enzymatic activities and microbial biomass in an integrated agroforestry chronosequence compared to monoculture and a native forest of Colombia. *Biol Fertil Soils*. 46: 577–587.

Van Beelen y Doelman, (1997) Significance and application of microbial toxicity test in assessing ecotoxicological risk of contaminants in soil and sediments. Rapport Nr. 719102051

Vandekerckhove, T, Coomans, A., Cornelis, K., Baert, P and Monique Gillis (2002) Use of the Verrucomicrobia-Specific Probe EUB338-III and Fluorescent In Situ Hybridization for Detection of “Candidatus Xiphinematobacter” Cells in Nematode Hosts. *Applied and Environmental Microbiology*, June 2002, p. 3121–3125 Vol. 68, No. 6 0099-2240/02/\$04.000 DOI: 10.1128/AEM.68.6.3121–3125.2002

Vassilev, N., y Vassileva, M. (2003). Biotechnological solubilization of rock phosphate on media containing agro-industrial wastes. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 61: 435–440.

Veen, M. (1999). The development of land use and land management, and their effects upon soils in processes of mechanical erosion and compaction: A case study for a potato-production area in the northern Andes of Ecuador. Wageningen Agricultural University/Centro Internacional de la Papa. 66.

Velivelli, Siva, L., Kromann, P., Lojan, P., Rojas, M., Franco, J., Suarez, J.P., Prestwich, B. (2015). Identification of mVOCs from Andean Rhizobacteria and Field Evaluation of Bacterial and Mycorrhizal Inoculants on Growth of Potato in its Center of Origin. *Microb Ecol*. 69: 652–667.

Verma, S., Subehia, S., Sharma, S. (2005). Phosphorus fractions in an acid soil continuously fertilized with mineral and organic fertilizers. 41.(4): 295–300.

Verma, J., Yadav, J., Tiwari, K., (2012). Enhancement of nodulation and yield of chickpea by co-inoculation of indigenous Mesorhizobium s and plant growth promoting rhizobacteria in eastern Uttar Pradesh. *Commun Soil Sci Plant Anal*. 43: 605–621.

Verhot, V., Murdiyarso, K. Hergoualc’h, and L. Opportunities (2010) for reducing greenhouse gas emissions in tropical peatlands. *PNAS* | November 16, 2010 | vol. 107 | no. 46 | 19655–19660

Vessey, J. (2003). Plant growth promoting rhizobacteria as biofertilizers. 255.(2): 571–586.

Vivekanandan, M., y P. Fixen. (1991). Cropping systems effects on mycorrhizal colonization, early growth and phosphorus uptake of corn. *Soil. Soc. Amer. Journal*. 55: 136- 140, 1991.

Vikram, A., Alagawadi, A., Hamzehzarghani, H., Krishnaraj, P. (2007). Factors related to the occurrence of phosphate solubilizing bacteria and their isolation in Vertisols. *Int. Journal Agric. Res*. 2: 571–580.



Villarreal, A., Corlay, Ch., Robledo, S., Álvarez, S., Vargas, H., y Pérez, N. (2000). Poblaciones microbianas del suelo en la conversión a labranza de conservación. La edafología y sus perspectivas al siglo XXI. R. 429-43

Wada, K. (1987). "Minerals formed and mineral formation from volcanic ash by weathering". *Chemical Geology*. 60: 17-28.

Wakelin, S., Gregg, A., Simpson, R., Li, G., Riley, I., McKay, C. (2009). Pasture management clearly affects soil microbial community structure and N-cycling bacteria. *Pedobiologia* 52: 237–251.

Wall, D., Nielsen, U., Six, J. (2015). Soil biodiversity and human health. *Nature*. 528: 69-76.

Wang, J., Wang, H., Yin, T., Xu, S., Zhao, W., Lee, J., Huang, W. (2017). The persistence and performance of phosphate-solubilizing *Gluconacetobacter liquefaciens* qzr14 in a cucumber soil. *Biotechnology*. 7: 294 p.

Wang, X., Mavrodi, D., Ke, L., Mavrodi, O., Yang, M., Thomashow, L., Zheng, N., Weller, D., y Zhang, J. (2015). Biocontrol and plant growth-promoting activity of rhizobacteria from Chinese fields with contaminated soils. *Microbial Biotechnology*. 8.(3): 404–418.

Wang, Y., Deng, L., Wu, G., Wang, K., Shang, Z. (2018). Estimates of carbon storage in grassland ecosystems on the Loess Plateau. *Catena*. 164: 23-31.

Wardle, D. (1999). Is sampling effects a problem for experiments investigating biodiversity-ecosystem function relationship. *Oikos*. 87: 403-407.

Warkentin, B., Maeda, T. (1980). Physical and mechanical characteristics of Andosols. In: BK Theng. (ed.). Soil with variable charge. *New Zealand Society of Soil Science*: 281-301.

Watanabe, Y., Kikuno, H., Asiedu, R., Masunaga, T., y Wakatsuki, T. (2015). Comparison Of Physicochemical Properties of Soils under Contrasting Land Use Systems in Southwestern Nigeria. *JARQ*. 49 (4): 319- 331.

Weindorf, d., Zimmerman, A. (2010). Heavy Metal and Trace Metal Analysis in Soil by Sequential Extraction: A Review of Procedures. Hindawi Publishing Corporation International Journal of Analytical Chemistry Volume 2010, Article ID 387803, 7 pages doi:10.1155/2010/387803

Whitelaw, M. (2000). Growth promotion of plants inoculated with phosphate solubilizing fungi. *Adv Agron*. 69: 99-151.

White, J & R Zasoski. 1999. Mapping soil micronutrients. *Field Crops Research* 60: 11-26

White, P., Karley, A. (2010). Potassium. In: Hell R, Mendel RR, editors. Cell biology of metals and nutrients, plant cell monographs, Berlin: *Springer Journal*. 17: 199-224.

Whitelaw, M. (2000). Growth Promotion of Plants Inoculated with Phosphate-Solubilizing Fungi. *Advances in Agronomy*. 69 p.

Whitbread, A.M., G.J. Blair and R. Lefroy. (2000). Managing legume leys, residues and fertilisers to enhance the sustainability of wheat cropping systems in Australia. Soil physical fertility and carbon. *Soil Till. Res.* 54: 77-89. Wesley, L. (1977). "Shear strength properties of halloysite and allophane clays in Java, Indonesia". *Geotechnique*. 27.(2): 125-136.

West, T., y Post, W. (2002). Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. Published in *Soil Sci. Soc. Am. Journal*. 66: 1930–1946.

Wingeyer, A., Amado, T., Pérez-Bidegain, M., Studdert, G., Perdomo, C., Garcia, F., and Karlen, D. (2015). Soil Quality Impacts of Current South American Agricultural Practices. *Sustainability*. 7: 2213-2242.

Wohletz, K., y Krinsley, D. (1982). Scanning electron microscopy of basaltic hydromagmatic ash. Los Alamos *National Laboratory Report*, LA-UR. 82.(14): 3-43.

Wolinska, A., Frąc, A., Oszust, K., Szafranek-Nakonieczna, A., Zielenkiewicz, U., Stępniewska, S. (2017). Microbial biodiversity of meadows under different modes of land use: catabolic and genetic fingerprinting. *World Journal Microbiol Biotechnol*. 33:154.

Wu, W., Dong, C., Wu, J., Liu, X., Wub, Y., Chen, X., Yu, S. (2017). Ecological effects of soil properties and metal concentrations on the composition and diversity of microbial communities associated with land use patterns in an electronic waste recycling región. *Science of the Total Environment*. 601-602. 57-65.

Xin-Li, C., Dong, W., Xin, C., Jing, W., Jiao-Jiao, D., Jing-Yuan, Z., Qing-Wei, G. (2015). Soil microbial functional diversity and biomass as affected by different thinning intensities in a Chinese fir plantation. *Applied Soil Ecology*. 92: 35–44.

Xiong, W., Guo, S., Jousset, A., Zhao, Q., Wu, H., Li, R., Kowalchuk, G., Shen, Q. (2017). Bio-fertilizer application induces soil suppressiveness against Fusarium wilt disease by reshaping the soil microbiome. *Soil Biology y Biochemistry*. 114: 238-247.

Yanggen, D., Crissman, Ch., Espinosa, P. (2003). Los plaguicidas impactos en producción, salud y medio ambiente en Carchi, Ecuador. Centro Internacional de la Papa, Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias. Ediciones Abya-Yala.

Yin, Z., Shi, F., Jiang, H., Roberts, D., Chen, S. (2015). Phosphate solubilization and promotion of maize growth in a 1 calcareous soil by *Penicillium oxalicum* P4 and *Aspergillus niger*. 85: 1-40.

Yongchun, Yongchun Li, Yongfu, Minkai Yang, Scott X. Chang, Jinliang Qi, Caixian Tang Zhongling Wen, Zhi Hong, Tongyi Yang, Zilong Ma Qun Gao, J., Zhou, Yunfeng Y. Yonghua

Yang (2020). Changes of microbial functional capacities in the rhizosphere contribute to aluminum tolerance by genotype-specific soybeans in acid soils. *Biology and Fertility of Soils* <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01451-2>

Yu, X., Liu, X., Zhu, H., Liu, G., Mao, C. (2011). Isolation and characterization of phosphate-solubilizing bacteria from walnut and their effect on growth and phosphorus mobilization. *Biol. Fertil. Soils*. 47: 437–446.

Zak, J., Willing, D., Moorhead, D., Wildman, H. (1994). Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. *Soil Biology and Biochemistry*. 26: 1101-1108.

Zhang, C., Kong, F. (2013). Isolation and identification of potassium-solubilizing bacteria from tobacco rhizospheric soil and their effect on tobacco plants. *Appl Soil Ecol*. 82: 18–25.

Zhalnina, K., Dias, R., Dörr de Quadros, P., Davis-Richardson, A., Camargo, F., Clark, I., McGrath, S., Hirsch, P., Triplett, E. (2015). Soil pH determines microbial diversity and composition in the park grass experiment. *Microb. Ecol*. 69. 395–406.

Zhaolei, Q., Bing, L., Yang, M., Hui, S. (2020). Differences in bacterial community structure and potential functions among Eucalyptus plantations with different ages and species of trees. *Applied Soil Ecology* 149 (2020) 103515

Zhang YX, Shao M, Zhang YH, Zeng LM, He LY, Zhu B, Wei YJ, Zhu XL (2007) Source Profiles of Particulate Organic Matters Emitted from Cereal Straw Burnings. *J Environ Sci* 19(2):167–175

Zhang H, Ye X, Cheng T, Chen J, Yang X, Wang L, Zhang R (2008) A laboratory study of agricultural crop residue combustion in China: Emission factors and emission inventory. *Atmos Environ* 42(36): 8432–8441

Zhao, H., Yan, H., Zhou, S., Xue, Y., Zhang, C., Dong, X., Cui, Q., Zhang, Y., Zhang, B., Zhang, Z. (2011). The growth promotion of mung bean (*Phaseolus radiatus*) by *Enterobacter asburiae* HPP16 in acidic soils. *Afr. J. Biotechnol*. 10: 13802-13814.

Zehetner, F., Miller, W. (2006). Erodibility and runoff-infiltration characteristics of volcanic ash soils along an altitudinal climoquence in the Ecuadorian Andes. *Catena*. 65: 201-213.

Zehetner, F., Miller, W. (2006). Soil variations along a climatic gradient in an Andean agro-ecosystem. *Geoderma* 137: 126–134.

Zheng, X., Spivey, N., Zeng, W., Zheng, P., Fu, Q., Klessig, D., Yang, S., Dong, X. (2012). Coronatine Promotes *Pseudomonas syringae* Virulence in Plants by Activating a Signaling Cascade that Inhibits Salicylic Acid Accumulation. 11. (6): 587-596.

Ziegler, K., Hsieh J., Chadwick, O., Kelly E., Hendricks, D., y Savin, S. (2003). "Halloysite as a kinetically controlled end product of arid-zone basalt weathering". *Chemical Geology* 202. (3): 461-478.

Zhou, L., Liu, Y., Zhang, Y., Sha, L., Song, Q., Zhou, W., Li, J., 2019. Soil respiration after six years of continuous drought stress in the tropical rainforest in Southwest China. *Soil Biology and Biochemistry* 138, 1–11

Zhu, Y., (2005). Gpi17p does not stably interact with other subunits of glycosylphosphatidylinositol transamidase in *Saccharomyces cerevisiae*. *Biochim Biophys Acta*. 1735.(1): 79-88.



## 5. ANEXOS

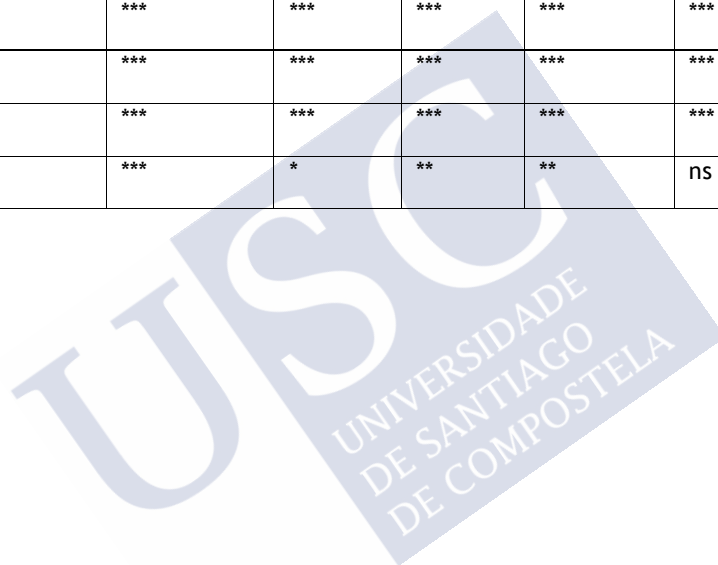
### Anexo 1.

Tabla 16. Análisis de varianza de las propiedades físico- químicas de suelos de la zona de estudio

Variables	Modelo	Localidad	Usos	L x U	Fracción	LxF	UxF	LxUxF
pHa	ns	ns	ns	10%				
pHk	ns	ns	ns	10%				
MO	*	*	*	ns				
C	ns	*	*	ns				
C/N	ns	ns	ns	ns				
CICE	*	**	10%	*				
pk	**	*	**	*				
pna	**	**	*	**				
pca	*	**	*	*				
pmg	*	**	ns	**				
pal	*	**	*	**				
K	***	***	***	***				
Na	*	**	*	ns				
Ca	10%	*	10%	10%				
Mg	**	**	10%	**				
Al	**	***	*	***				
N	**	**	*	*				
P	***	***	***	***				
K	ns	ns	*	ns				
Na	ns	ns	ns	ns				
Ca	ns	ns	ns	ns				
Mg	ns	ns	ns	10%				
Fe	10%	**	ns	ns				

Continuación tabla 16

Cr	**	***	ns	ns				
Cu	10%	**	ns	10%				
Mn	***	**	**	**				
Ni	10%	**	ns	ns				
Zn	*	***	ns	10%				
Arena	**	**	**	*				
Limo	**	***	**	*				
Arcilla	10%	ns	*	*				
Carbono								
pN	***	***	***	***	***	***	10%	*
pC	***	***	***	***	***	***	**	***
Cgkg	***	***	***	***	***	***	**	***
cn	**	***	*	**	**	ns	ns	ns





Anexo 2. Rotación pasto- papa en la localidad de San Pedro de Huaca





Anexo 3. Rotación pasto-papa en la localidad de Montufar



#### Anexo 4. Rotación cultivos en la localidad de Espejo



## Anexo 5. Medio de cultivo Agar Pikovskaya Modificado

<b><i>Cantidad</i></b>	<b><i>Reactivo</i></b>
0,5 g/l	Extracto de malta
10,0 g	Dextrosa
5,0 g	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$
0,5 g	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
0,2 g	KCl
0,1 g	$\text{Mg SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
0,0001 g	$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$
0,0001 g	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
15 g	Agar

